

Інститут державного управління та наукових досліджень з цивільного захисту
Державна служба України з надзвичайних ситуацій
Національний авіаційний університет
Міністерство освіти і науки України

Кваліфікаційна наукова
праця на правах рукопису

СИДОРЕНКО ВОЛОДИМИР ЛЕОНІДОВИЧ

УДК 504[054+064+75]:621.039.7

ДИСЕРТАЦІЯ

**ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ:
ТЕХНОПРИРОДНІ ЗАГРОЗИ ВІД РАДІАЦІЙНО НЕБЕЗПЕЧНИХ
ОБ'ЄКТІВ І ЯВИЩ**

Спеціальність 21.06.01 – екологічна безпека

Галузь знань 21 – національна безпека

Подається на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук

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



В.Л. Сидоренко, канд. техн. наук, доц.

Науковий консультант: **Азаров Сергій Іванович**, д-р техн. наук, старш. наук. співр.

Київ – 2020

АНОТАЦІЯ

Сидоренко В. Л. Екологічна безпека Чорнобильської зони відчуження: техноприродні загрози від радіаційно небезпечних об'єктів і явищ. – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук за спеціальністю 21.06.01 «Екологічна безпека» (технічні науки). – Інститут державного управління та наукових досліджень з цивільного захисту, Національний авіаційний університет, Київ, 2020.

В результаті проведення комплексу теоретичних і експериментальних досліджень у дисертаційній роботі запропоновано та обґрунтовано нові наукові положення, висновки та рекомендації, що розкривають особливості та закономірності впливу техноприродних загроз від радіаційно небезпечних об'єктів і явищ на рівень екологічної безпеки Чорнобильської зони відчуження. Це дає змогу розвинути наукові засади створення нових сучасних систем екологічного моніторингу і менеджменту досліджуваної території. Матеріали роботи пройшли апробацію та мають впровадження, підтверджені відповідними актами. Основні результати роботи зводяться до наступних положень.

Проаналізовано еколого-радіаційний стан Чорнобильської зони відчуження та загрози його погіршення. З'ясовано, що близько 1 млн га лісу залишаються забрудненими радіонуклідами техногенного походження з найбільш забрудненими лісами у Житомирській, Рівненській і Київській областях. Встановлено, що лісова підстилка залишається основним накопичувачем радіонуклідів. Визначено, що найбільшу еколого-радіаційну загрозу навколишньому середовищу становлять потенційно небезпечні об'єкти, розташовані у Чорнобильській зоні відчуження, особливо об'єкт «Укриття» та сховище відпрацьованого ядерного палива мокрого типу, на яких можливо виникнення аварії з викидом радіоактивних речовин. Показано, що для безпечного поводження з радіаційними матеріалами в Україні необхідно розробити нові підходи та нормативно-правові документи для посилення обліку

радіаційних матеріалів і запобігання терористичним проявам і їх попередження. Це має бути перспективним напрямом забезпечення національної безпеки. Аналіз існуючих систем контролю і обліку радіоактивних матеріалів засвідчує, що необхідним пріоритетним напрямом у забезпеченні радіаційної безпеки є створення нової системи, що складається із збалансованого і взаємозалежного комплексу функцій центральних органів, аналітичного і кризового центру в поєднанні наглядових і правоохоронних органів. Зазначено, що після аварії на Чорнобильській АЕС кількість пожеж та площ пошкоджень вогнем лісів у Чорнобильській зоні відчуження та гарантованого відселення збільшилось, що обумовлено впливом комплексу соціально-економічних та радіаційно-лісових чинників, серед яких головними є погіршення протипожежної охорони, протипожежного стану лісових масивів, недостатня ефективність протипожежної профілактики. Значні площі пошкодження та загибелі радіоактивно-забруднених лісів від вогню та загроза вторинного забруднення радіонуклідами чистих територій потребують уваги до питань протипожежного стану лісів у зазначених зонах, розробки та впровадження спеціалізованої більш ефективної системи протипожежної охорони. Указано, що одним з головних завдань є раннє виявлення причин виникнення лісових пожеж, мінімізація їх наслідків та забезпечення радіаційного захисту населення від негативного впливу радіоактивної хмари.

Проаналізовано методики дослідження впливу радіаційно небезпечних об'єктів Чорнобильської зони відчуження на довкілля та різноманітні математичні моделі прогнозування екологічних наслідків атмосферного забруднення навколишнього середовища в процесі розвитку аварії на вибухопожежонебезпечних об'єктах. Розроблено методику дослідження виникнення та розвитку пожежі в приміщеннях об'єкта «Укриття». Доповнено, уточнено та конкретизовано принципи виконання аналізу безпеки об'єкта «Укриття» та сховища відпрацьованого ядерного палива «мокрого» типу з урахуванням міжнародного досвіду і досягнутого рівня безпеки шляхом забезпечення достатніх запасів безпеки, виконання ймовірнісних критеріїв

безпеки, компенсації можливих небажаних ефектів, забезпечення високого рівня довіри до результатів науково-технічних обґрунтувань. Запропоновано алгоритм виконання аналізу безпеки експлуатації та критерії прийняття рішень з безпеки цих об'єктів. Визначено елементи процесу впровадження оцінок безпеки. Реалізовано алгоритм ухвалення рішень, що в загальному випадку включає етапи ідентифікації безпеки об'єкта, визначення й аналізу рішень на відповідність установленим вимогам і критеріям, впровадження і моніторингу ефективності ухваленого рішення. Для кожного з них запропоновано шляхи реалізації, сформульовано критерії прийнятності безпеки об'єктів під час експлуатації та рекомендації для їх практичного використання. Зазначено, що рішення про підвищення рівня безпеки зазначених об'єктів має враховувати всі можливі аспекти, що вказує на необхідність звернення до математичних моделей підтримки ухвалення рішень. Застосовано метод аналізу ієрархій для ухвалення зваженого та обґрунтованого рішення, запропоновано вагові коефіцієнти з розглянутих аспектів, розроблено базові шкали і матриця для ухвалення рішень. Визначено методику дослідження лісових пожеж у Чорнобильській зоні відчуження та екологічно-радіаційних наслідків від них. Доведено, що найбільш доступним і ефективним способом дослідження «димової хмари» є метод чисельного моделювання з використанням чисельних моделей, що достатньо адекватно описують динаміку її утворення. Також визначено методику вимірювань радіоактивних продуктів згоряння та контрольно-вимірювальне обладнання для проведення натуральних (польових) і лабораторних досліджень. Розроблено методику оцінки впливу радіаційних факторів під час лісових пожеж на організм людини.

Дана загальна характеристика моделей техноприродних небезпек, зокрема моделей математичного моделювання техногенних та природних небезпек, що можливі в Чорнобильській зоні відчуження. Проведено математичне моделювання викиду у повітря радіонуклідів під час пожежі на об'єкті «Укриття». Розраховано значення густини випадіння радіоактивних продуктів згоряння під час локальної пожежі на об'єкті «Укриття». Розроблено блок-схема організації

розрахунків характеристик забруднення повітря і ґрунту під час аварійного викиду радіоактивних продуктів згоряння і пилу з об'єкта «Укриття». Одержано характерні залежності висоти хмари радіоактивних продуктів згоряння від відстані, повну функцію виснаження для висотної частини її викиду, приземну об'ємну активність у повітрі в часі. Візуалізовано густину поверхневого забруднення, що одержано інтегруванням за часом загальної інтенсивності осідання домішки на земну поверхню. Запропоновано модель процесу тепломасообігу в сховищі відпрацьованого ядерного палива, що дає можливість із заданим значенням розрахувати теплотехнічну надійність об'єкта під час впливу різного виду навантаги. Наведено результати розрахункових аналізів аварій у сховищі, що характеризуються втратою функції тепловідведення від басейну витримки та течєю з нього, а також додаткову оцінку впливу окремих параметрів моделювання басейна витримки. Описано основні аварійні процеси в басейні витримки. Розроблено інформаційну модель виникнення і розвитку лісової пожежі. Показано схематичну структуру зони лісової пожежі. Отримано результати моделювання низової лісової пожежі хвойних лісів і розрахунку основних характеристик у залежності від маси лісових горючих матеріалів. Підтверджено правильність використання базової системи рівнянь мезомасштабної моделі в атмосферному пограничному шарі для відтворення локальних атмосферних процесів на обмеженій території. Для описання утворення та поширення шлейфа диму і випадіння з нього частинок радіоактивних продуктів згоряння було розроблено трьохмірну модель з використанням рівнів імпульсу, маси й енергії повітряного потоку та кількості частинок у димовому шлейфі. Змодельовано динаміку переміщення димової хмари в просторі та зміни густини випадіння легких частинок радіоактивних продуктів згоряння на сліді димового шлейфу. За допомогою моделі утворення радіоактивної димової хмари та її міграції в атмосферному повітрі проведено дослідження процесів поширення радіоактивних аерозолів і газових складових з урахуванням конвекції, турбулентного обміну, вологості, сили і напрямку вітру над зоною горіння.

За розробленою схемою надходження радіоактивних продуктів згоряння в організм людини проведено оцінку їх впливу на довкілля. Розраховано дані про значення максимальної індивідуальної дози, що може бути отримана персоналом у результаті локальної пожежі на об'єкті «Укриття» за різних погодних умов та на різних віддальх від місця пожежі. Запропоновано методологію математичного моделювання технічного стану складного комплексу «Новий безпечний конфайнмент – об'єкт "Укриття"», що дозволяє з обґрунтованим ступенем точності оцінити основні показники його надійності, а саме: ймовірність та середній час безвідмовної роботи, гамма-відсотковий ресурс або напрацювання, протягом яких об'єкт не досягне граничного стану із заданою ймовірністю, інтенсивність відмов. Пропонований підхід до моделювання технічного стану комплексу дозволяє врахувати під час оцінки ресурсу більшість відомих експлуатаційних факторів, включаючи дані про навантагу, дії зовнішніх фізичних і хімічних полів, що підвищує точність його оцінки. Зазначено, що точність оцінки ресурсу комплексу в будь-якому випадку буде залежить від достовірності вихідної інформації про зовнішні дії і вибору моделі накопичення пошкоджень.

Проведено оцінювання радіаційних небезпек сховища відпрацьованого ядерного палива «мокрого» типу та їх екологічних наслідків, а саме: екологічних наслідків під час експлуатації об'єкта, безпеки басейну витримки в умовах невизначеності, надійності конструкції і теплофізичної безпеки басейну витримки, вибухопожежної небезпеки в процесі зберігання відпрацьованого ядерного палива. Науково обґрунтовано доцільність застосування методології прикладного системного аналізу для удосконалення процесу поводження з радіоактивними відходами, що надало змогу розуміти цей процес як систему зі статичними і динамічними властивостями та враховувати її в загальній системі комплексної екологічної безпеки.

Проведено натуральні дослідження лісових пожеж у Чорнобильській зоні відчуження за допомогою сучасного аналітичного обладнання, що дозволило отримати значення радіоактивного забруднення навколишнього середовища. За результатами лабораторних досліджень змодельовано процеси

високотемпературної сублімації горючого лісового матеріалу та виносу радіоактивного цезію у повітря. Проведено порівняльний аналіз результатів натуральних і лабораторних досліджень з відомими вогневими контрольованими лісовими пожежами. Проведено оцінку радіаційного ризику під час гасіння пожежі. Визначено рівні внутрішнього і зовнішнього опромінення учасників гасіння лісової пожежі з радіаційно небезпечним фактором. Спрогнозовано еколого-радіаційна ситуація після лісової пожежі. Визначено радіаційний ризик і дозову навантагу для населення під час лісових пожеж з радіаційно небезпечним фактором. Розраховано колективні дози опромінення критичної групи населення. Отримано дані про колективний радіаційний ризик ураження для населення в місцях, що піддалися забрудненню техногенними радіонуклідами. Визначено збиток від радіації для населення України від пожеж у лісах, забруднених техногенними радіонуклідами.

Сформовано концептуальні основи розробки спеціальних систем контролю за лісопожежною обстановкою в Чорнобильській зоні відчуження за допомогою надвисокочастотного радіометра. Описано тактико-технічні та експлуатаційні характеристики представлених систем контролю та способи їх практичного використання. Запропоновано варіант створення мобільного лабораторного комплексу для забезпечення оперативного контролю радіаційного стану навколо радіаційно небезпечних об'єктів в аварійних і післяаварійних ситуаціях, дистанційного і контактного контролю радіонуклідів в атмосферному повітрі, ґрунті, воді тощо для прийняття управлінських рішень щодо мінімізації наслідків радіаційних аварій та надзвичайних ситуацій з радіаційно небезпечними факторами. Підібрано оптимальний склад сучасної наукоємної апаратури та приладів цих комплексів, що дозволить проводити інтегральну оцінку радіаційних ризиків, прогнозувати виникнення та розвиток надзвичайних ситуацій, оперативно здійснювати розробку і впровадження першочергових заходів з ліквідації та пом'якшення можливих наслідків радіаційних аварій. Розроблено концептуальні основи забезпечення еколого-радіаційної безпеки на основі створеної структурної схеми контролю і керування важкими радіаційними

аваріями. Розраховано дози опромінення населення під час важкої аварії на радіаційно небезпечних об'єктах в залежності від відстані до місця радіаційної аварії, значення індивідуального і колективного ризиків для людей, що можуть постраждати від радіаційної аварії в залежності від збитків, залежності протяжності зон радіоактивного забруднення в момент радіаційної аварії на радіаційно небезпечних об'єктах уздовж осі сліду від висоти аварійного викиду і погодних умов, дані по прогнозуванню ефективної і еквівалентної дози на щитовидну залозу і контрзаходи, що повинні застосовуватися під час аварії на радіаційно небезпечних об'єктах для людей, які знаходяться в Чорнобильській зоні відчуження, залежності можливого колективного ризику для людей від відстані та різних сценаріїв прийняття управлінських рішень.

Практичне значення отриманих результатів полягає у впровадженні розроблених або удосконалених методик, стратегічних напрямків і концепцій для проведення моніторингу і здійснення менеджменту стану екологічної безпеки Чорнобильської зони відчуження. За безпосередньою участю автора окремі результати дисертаційної роботи впроваджено в діяльність організацій і установ, що прямо або побічно мають відношення до проблеми екологічної безпеки зазначеної території.

Ключові слова: екологічна безпека, Чорнобильська зона відчуження, техноприродні загрози, лісові пожежі, радіаційно небезпечні об'єкти.

ANNOTATION

Sydorenko V.L. Ecological safety of the Chornobyl Exclusion Zone: techno-natural threats from radiation-hazardous objects and phenomena. – Qualifying scientific work on the rights of manuscript.

Dissertation for the scientific degree of Doctor of Technical Sciences in specialty 21.06.01 "Ecological safety" (technical sciences). – The Institute of Public Administration and Research in Civil Protection, National Aviation University, Kyiv, 2020.

As a result of a set of theoretical and experimental studies the dissertation proposed and substantiated new scientific provisions, conclusions and recommendations that reveal the peculiar features and patterns of impact of techno-natural threats from radiation-hazardous objects and phenomena on the level of environmental safety of the Chornobyl Exclusion Zone. This makes it possible to develop a scientific basis for the creation of new modern systems of environmental monitoring and management of the study area. The materials of the work have been tested, implemented and confirmed by the relevant acts. The main results of the work are as follows.

The ecological and radiation conditions of the Chornobyl Exclusion Zone and the threat of its deterioration are analyzed. It is found that about 1 million hectares of forests remain contaminated with radionuclides of man-made origin with the most contaminated forests in Zhytomyr, Rivne and Kyiv regions. It is established that forest litter remains the main collector of radionuclides.

It has been determined that the greatest ecological and radiation threat to the environment is posed by potentially dangerous objects located in the Chornobyl Exclusion Zone, especially such objects as “the Shelter” and the Spent Fuel Storage Facility, where an accident involving the release of radioactive substances is possible. It is shown that for the safe handling of radiation materials in Ukraine it is necessary to develop new approaches and regulatory documents to strengthen the control over radiation materials and prevent terrorist acts. This should become an important area of the national security. The analysis of the existing systems of control over radioactive

materials shows that the necessary priority in ensuring radiation safety is to create a new system consisting of a balanced and interdependent set of functions of central authorities, analytical and crisis centers in combination with supervisory and law enforcement agencies. It should be noted that after the Chernobyl accident the number of fires and areas damaged by forest fires in the Chernobyl Exclusion Zone and guaranteed resettlements increased due to the impact of a complex of socio-economic and radiation-forest factors, the main ones being the deterioration of fire protection and fire safety, insufficient effectiveness of fire prevention. Significant damaged areas and the death of radioactively contaminated forests from fire and the threat of secondary contamination of radionuclides in clean areas require special attention to the fire condition of forests in these areas, development and implementation of a specialized and more effective fire protection system. It is noted that one of the main tasks is an early detection of the causes of forest fires, minimization of their consequences and ensuring radiation protection of the population from the negative effects of radioactive clouds.

The methods for studying the impact of radiation-hazardous objects of the Chernobyl Exclusion Zone on the environment and various mathematical models for predicting the environmental consequences of air pollution in case of accidents at fire and explosion dangerous facilities are analyzed. A method for studying the occurrence and spreading of fire in the premises of “the Shelter” has been developed. The principles of safety analysis of “the Shelter” facility and the spent wet fuel storage facility have been supplemented, clarified and specified, taking into account the international experience and the achieved level of safety by ensuring sufficient safety margins, fulfilling probabilistic safety criteria, compensating for possible adverse effects, ensuring high levels of confidence in the results of scientific and technical substantiations. The algorithm for carrying out the analysis of safety of operation and the criteria of decision-making regarding the safety of these objects is offered. The elements of the process of implementation of safety assessments are determined. The decision-making algorithm is implemented, which in the general case includes the stages of object safety identification, determination and analysis of decisions for

compliance with the established requirements and criteria, implementation and monitoring of the effectiveness of decisions. For each of them the ways of realization are offered, the criteria of acceptability of safety of objects during operation and recommendations for their practical use are formulated. It is noted that the decision to increase the level of safety of these facilities should take into account all possible aspects, which indicates the need to use mathematical models to support decision-making. The method of analysis of hierarchies for decision-making and informed decision-making is applied, weight factors of the considered aspects are offered, basic scales and a matrix for decision-making are developed. The method of research of forest fires in the Chernobyl Exclusion Zone as well as ecological and radiation consequences from them is determined. It is proved that the most accessible and effective way to study the "smoke cloud" is the method of numerical modeling using numerical models that adequately describe the dynamics of its formation. Also, the methods of measuring radioactive combustion products and control and measuring equipment for natural (field) and laboratory research are determined. A method for assessing the impact of radiation factors during forest fires on the human body has been developed.

The general characteristic of models of techno-natural dangers, in particular, the models of mathematical modeling of technogenic and natural dangers, which are possible in the Chernobyl exclusion zone, is given. A mathematical modeling of radionuclide emissions during a fire at "the Shelter" facility was performed. The value of the density of precipitation of radioactive combustion products during a local fire at "the Shelter" facility was calculated. A flow-chart of the organization of calculations for characteristics of air and soil pollution during the release of radioactive products of combustion and dust from "the Shelter" facility is developed. Characteristic dependencies of the height of the cloud of radioactive combustion products on the distance, the full function of depletion of its high-altitude emissions and its volume activity on the surface in time, are obtained. The density of surface pollution obtained by integrating the total intensity of sedimentation of impurities on the earth's surface, is visualized. A model of the heat and mass circulation process in the spent nuclear fuel storage is proposed, which makes it possible to calculate the thermal reliability of

objects under the influence of different types of loads with a given value. The results of calculated analyses of accidents in the storage, which are characterized by the loss of function of heat removing from the fuel pool and leakage from it, as well as an additional assessment of the impact of individual parameters of the fuel pool modeling. The main emergency processes in the spent fuel pool are described. An information model of the origin and development of forest fires has been developed.

A schematic structure of the forest fire zone is shown. Model results of ground forest fires of coniferous forests and calculations of basic characteristics depending on the mass of forest combustible materials are obtained. The correctness of using the basic system of equations of the mesoscale model in the atmospheric boundary layer for the reproduction of local atmospheric processes in a limited area is confirmed. To describe the formation and propagation of a plume of smoke and the precipitation of particles of radioactive combustion products, a three-dimensional model was developed using the pulse levels, mass and energy of air flows and the number of particles in the smoke plume. The dynamics of smoke cloud movement in space and changes in the density of precipitation of volatile particles of radioactive combustion products on the trail of the smoke plume are modeled. Using the model of radioactive smoke cloud formation and its migration in atmospheric air, the processes of radioactive aerosols and gaseous components propagation were studied taking into account convection, turbulent exchange, humidity, force and direction of wind over the combustion zone. According to the developed model of accumulation of radioactive combustion products in the human body, an assessment of their impact on the environment was carried out. Data on the values of the maximum individual doses that can be received by personnel as a result of a local fire at "the Shelter" facility under different weather conditions and at different distances from the place of fire were calculated. The methodology for mathematical modeling of the technical condition of the complex "New safe confinement – the "Shelter" is offered, which makes it possible to estimate the basic indicators of its reliability with a reasonable degree of accuracy, namely: probability and average time of trouble-free operation, gamma-percent resource or operating time during which the object does not reach the limit state with a given probability, the

intensity of failures. The proposed approach to the modeling of technical condition of the complex makes it possible to take into account most of the known operational factors, including the data on loads, actions of external physical and chemical fields, which increases the accuracy of its assessment. It is noted that the accuracy of assessment of the complex's resource will depend on the reliability of initial information about external actions and the choice of the model of damage accumulation.

The assessment of radiation hazards of the spent nuclear fuel storage of the "wet" type and their environmental consequences, namely: environmental consequences during the facility's operation, safety of the fuel pool in conditions of uncertainty, structural reliability and thermophysical safety of the fuel pool, explosion hazards during the storage of spent nuclear fuel. The expediency of using the methodology of applied systems analysis to improve the process of radioactive waste management has been scientifically substantiated, which makes it possible to understand this process as a system with static and dynamic properties and take it into account in the general system of integrated environmental safety.

The natural research of forest fires in the Chernobyl Exclusion Zone was carried out with the help of modern analytical equipment, which made it possible to obtain the values of radioactive contamination of the environment. According to the results of laboratory research, the processes of high-temperature sublimation of combustible forest material and removal of radioactive cesium into the air are modeled. A comparative analysis of the results of natural and laboratory studies with controlled forest fires was carried out. Radiation risk assessment during firefighting was performed. The levels of internal and external irradiation of participants in forest fire extinguishing with radiation-hazardous factor were determined.

The ecological and radiation situation after the forest fire is forecasted. The radiation risk and the dose load for the population during forest fires with a radiation hazard factor are determined. Collective radiation doses for a critical group of the population are calculated. Data on collective radiation risks to the population in places exposed to man-made radionuclides have been obtained. Radiation damage for the population of Ukraine from fires in forests contaminated with man-made radionuclides

has been determined.

Conceptual foundations for the development of special systems of control over the forest fire situation in the Chernobyl exclusion zone by means of an ultrahigh-frequency radiometer have been formed. Tactical, technical and operational characteristics of the presented control systems and methods of their practical use are described. A variant of creating a mobile laboratory complex for operational control over radiation conditions around radiation-hazardous objects in emergency and post-emergency situations, remote and contact control over radionuclides in air, soil, water, etc. to make management decisions to minimize the consequences of radiation accidents and emergencies related to radiation-hazardous factors have been proposed. The optimal composition of the modern science-intensive equipment and devices of these complexes has been selected, which will make it possible to conduct an integrated assessment of radiation risks, forecasting the occurrence and development of emergencies, promptly developing and implementing priority measures to eliminate and mitigate possible consequences of radiation accidents.

Conceptual foundations of ensuring ecological and radiation safety on the basis of the created structural scheme of control and management of heavy radiation accidents have been developed.

Radiation doses of the population during a severe accident at radiation-hazardous objects are calculated depending on the distance to the place of radiation accident, the value of individual and collective risks for people who may suffer from a radiation accident depending on losses, the length of radioactive contamination zones at the time of radiation accidents at radiation-hazardous facilities along the axis of the trail of accidental release and weather conditions, data on forecasting the effective and equivalent dose to the thyroid gland and countermeasures to be applied during an accident at radiation-hazardous facilities for people in the Chernobyl exclusion zone, the dependence of possible collective risks for people on the distance and different management decision-making scenarios.

The practical significance of the obtained results lies in the implementation of the developed or improved methods, strategic directions and concepts for the monitoring

and management of the state of ecological safety in the Chornobyl Exclusion Zone. With the direct participation of the author some results of the dissertation were implemented in the activities of organizations and institutions that are directly or indirectly related to the problem of environmental safety of the territory.

Key words: ecological safety, Chornobyl Exclusion Zone, techno-natural threats, forest fires, radiation-hazardous objects.

СПИСОК ПУБЛІКАЦІЙ ЗДОБУВАЧА

Наукові праці, в яких опубліковані основні наукові результати дисертації:

– статті у наукових виданнях, включених до Переліку наукових фахових видань України:

1. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Єременко С.А., Бикова О.В. Концепція мобільної лабораторії комплексної оцінки та прогнозування надзвичайних ситуацій. *Вісник Львівського державного університету безпеки життєдіяльності*. 2011. Т. 4.1, № 5. С. 7–9.

2. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Руденко О.В., Пруський А.В. Дослідження знаходження ^{137}Cs в повітря при лісових пожежах в Чорнобильській зоні. *Пожежна безпека: теорія і практика*. 2011. Вип. 9. С. 5–10.

3. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Руденко О.В. Вивчення процесу надходження радіонуклідів у повітря при пожежах у лісах зони відчуження ЧАЕС. *Проблеми пожежної безпеки*. 2011. Вип. 30. С. 16–23.

4. Азаров С. І., Сидоренко В.Л., Литвинов Ю.В. Проблемні питання запобігання незаконного поводження з радіоактивними матеріалами в Україні. *Ядерна та радіаційна безпека*. 2012. Вип. 2(54). С. 23–29. **Scopus**.

5. Азаров С.І., Руденко О.В., Сидоренко В.Л., Єременко С.А. Радіаційний ризик для населення від пожеж в лісах, забруднених чорнобильськими радіонуклідами. *Екологічна безпека і природокористування*. 2012. Вип. 9. С. 19–25.

6. Литвинов Ю.В., Азаров С.І., Сидоренко, В.Л. Оцінка радіаційного впливу

при гасінні пожеж на об'єкті "Укриття". *Збірник наукових праць Севастопольського національного університету ядерної енергії та промисловості*. 2013. Вип. 2(46). С. 125–133.

7. Азаров С.І., Литвинов Ю.В., Сіднів О.Б., Сидоренко В.Л. Мобільний лабораторний комплекс радіаційного контролю. *Екологічні науки*. 2013. Вип. 4. С. 36–44.

8. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Серета Ю.П. Оцінка радіоактивного ризику при гасінні пожежі в Чорнобильській зоні. *Екологічна безпека і природокористування*. 2015. Вип. 18. С. 12–20.

9. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Серета Ю.П. Радіаційні наслідки лісових пожеж в Україні. *Екологічні науки*. 2015. Вип. 2/2015(9). С. 148–153.

10. Сидоренко В.Л., Азаров С.І., Серета Ю.П. Оцінка радіаційної ситуації у Чорнобильській зоні відчуження після лісової пожежі. *Вісник Львівського державного університету безпеки життєдіяльності*. 2016. № 13. С. 122–128.

11. Ващенко В.М., Сидоренко В.Л., Кордуба І.Б. Методика розрахунку видужання ^{137}Cs у Чорнобильській зоні відчуження після природних пожеж. *Вісник НТУ «ХПІ»*. Серія: *Механіко-технологічні системи та комплекси*. 2016. № 7(1179). С. 100–105.

12. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Демків А.М. Методика розрахунку видужання ^{137}Cs у Чорнобильській зоні відчуження після природних пожеж. *Екологічні науки*. 2016. Вип. 3–4/2016(14–15). С. 18–24.

13. Сидоренко В.Л., Азаров С.І. Концептуальні засади розробки системи комплексного моніторингу зони радіаційної аварії. *Вісник Кременчуцького Національного університету імені Михайла Остроградського*. 2017. Вип. 1(2017). № 102. С. 82–87.

14. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Задунай О.С. Радіаційні та екологічні наслідки пожеж в Чорнобильській зоні відчуження. *Ядерна енергетика та довкілля*. 2017. № 2(10)/2017. С. 26–34.

15. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Задунай О.С. Оцінка вибухопожежної небезпеки в процесі зберігання відпрацьованого ядерного палива. *Вісник*

Львівського державного університету безпеки життєдіяльності. 2018. № 18. С. 81–87.

16. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Задунай О.С. Аналіз сценарію важкої аварії в басейні витримки відпрацьованого ядерного палива СВЯП-1. *Техногенно-екологічна безпека*. 2018. № 4(2/2018). С. 33–40.

17. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Задунай О.С. Застосування системного аналізу в сфері поводження з радіоактивними відходами. *Проблеми загальної енергетики*. 2018. № 2(53). С. 28–35.

18. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Задунай О.С. Моделювання процесу тепломасообміну в сховищі відпрацьованого ядерного палива. *Вчені записки ТНУ імені В.І. Вернадського. Серія: Технічні науки*. 2018. Том 29(68). № 3, 2018. Частина 2. С. 56–60.

19. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Задунай О.С. Оцінка теплофізичної безпеки басейну витримки СВЯП-1. *Вчені записки ТНУ імені В.І. Вернадського. Серія: Технічні науки*. 2018. Том 29(68). № 5, 2018. Частина 2. С. 100–103.

20. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Задунай О.С. Аналіз пожежної безпеки під час зберігання відпрацьованого ядерного палива. *Надзвичайні ситуації: попередження та ліквідація*. 2018. № 3/2018. С. 5–12.

21. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Задунай О.С. Оцінка безпеки об'єкта «Укриття» в процесі перетворення на екологічно безпечну систему. *Проблеми загальної енергетики*. 2019. № 3(58). С. 55–59.

– статті у наукових періодичних виданнях інших держав із напрямку, з якого підготовлено дисертацію:

22. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Задунай О.С. Методика оцінки надійності конструкції басейну витримки СВЯП-1 Чорнобильської АЕС. *Magyar Tudományos Journal* (Budapest, Hungare). 2018. № 18 (2018). С. 43–49.

23. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Задунай О.С. Оцінка екологічних наслідків під час експлуатації мокрого сховища відпрацьованого ядерного палива. *East European Scientific Journal* (Warsaw, Poland). 2018. № 8(36) 2018 part 1. С. 45–52.

24. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Задунай О.С. Розробка методу оцінки

безпеки басейну витримки в умовах невизначеності. *Magyar Tudományos Journal*. (Budapest, Hungare). 2018. № 19 (2018). С. 44–51.

– колективні монографії:

25. Наукові засади захисту населення і територій від наслідків лісових пожеж з радіаційно небезпечними факторами: монографія / С.І. Азаров, С.А. Єременко, В.Л. Сидоренко, О.М. Смірнова, М.В. Білошицький, Є.А. Власенко, А.В. Пруський, Ю.П. Середа; за заг. ред. П.Б. Волянського. Київ: ТОВ "Інтердрук", 2016. 203 с.

26. Мінімізація радіаційних наслідків лісових пожеж після Чорнобильської катастрофи на основі еколого-інформаційного моніторингу: монографія / О.І. Бондар, С.І. Азаров, В.М. Ващенко, В.І. Паламарчук, В.Л. Сидоренко; за заг. наук. ред. О.І. Бондаря. Херсон: Грінь Д.С., 2016. 300 с.

27. Техногенно-екологічні наслідки Чорнобильської катастрофи: монографія / С.І. Азаров, С.А. Єременко, В.Л. Сидоренко, М.В. Білошицький, Є.А. Власенко, А.В. Пруський; за заг. ред. П.Б. Волянського. Київ: МПБП "Гордон", 2019. 455 с.

28. Чорнобиль четверте десятиліття: монографія / О.І. Бондар, В.М. Ващенко, С.І. Азаров, В.Л. Сидоренко, Є.А. Лоза, І.Б. Кордуба, В.О. Тарасов, О.А. Улицький, В.М. Єрмаков, Ж.І. Патлашенко, О.В. Луньова. Київ: Підприємство "НАІР", 2019. 407 с.

– публікації, в інших виданнях:

29. Сидоренко В.Л., Середа Ю.П., Шевченко І.О., Азаров С.І. Оцінка можливого радіаційного ризику при гасінні пожежі у Чорнобильській зоні відчуження. *Науковий збірник Інституту державного управління у сфері цивільного захисту*. 2015. № 3. С. 105–117.

30. Сидоренко В.Л., Середа Ю.П., Мінська Ю.Ю., Азаров С.І. Теоретичні основи розробки системи комплексного моніторингу зони радіаційної аварії. *Науковий збірник Інституту державного управління у сфері цивільного захисту*. 2015. № 3. С. 117–131.

31. Азаров С., Сидоренко В., Єременко С., Бикова О. Концепція мобільної

лабораторії комплексної оцінки та прогнозування надзвичайних ситуацій. *Надзвичайна ситуація*. 2014. № 6(199). С. 48–49.

Наукові праці, які засвідчують апробацію матеріалів дисертації:

32. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Руденко О.В. Дослідження надходження радіонуклідів при лісових пожежах в Чорнобильській зоні. *Двадцять п'ять років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього*: зб. доп. міжнар. конф. Ч. 2. (Київ, 20–22 квітня 2011 р.). Київ, 2011. С. 273–277.

33. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Єременко С.А., Бикова О.В. Концепція мобільної лабораторії комплексної оцінки та прогнозування надзвичайних ситуацій: *Техногенна безпека: теорія, практика, інновації*: зб. тез другої міжнар. наук.-прак. конф. (Львів, 12–13 травня 2011 р.). Львів, 2011. С. 3–5.

34. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Руденко О.В. Оцінка коефіцієнту ресуспензії радіонуклідів при лісових пожежах в Чорнобильській зоні. Тез. доп. XXII щоріч. наук. конф. ІЯД НАН України. (Київ, 25–28 січня 2011 р.). Київ, 2011. С. 189–190.

35. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Єременко С.А. Аналіз математичних моделей прогнозування екологічних наслідків забруднення довкілля при аварійних викидах. *Можливості використання методів механіки для розв'язання питань безпеки в умовах надзвичайних ситуацій*: XI наук.-прак. конф. (Харків, 7 грудня 2012 р.). Харків, 2012. С. 76–78.

36. Азаров С.І., Литвинов О.Ю., Сидоренко В.Л., Єременко С.А. Оцінка радіаційного ризику для населення від пожеж в лісах, забруднених радіонуклідами чорнобильського походження. *Радіоекологія-2013. Чорнобиль–Фукусіма. Наслідки*: матер. наук.-прак. конф. (Київ, 26–28 квітня 2013 р.). Київ, 2013. С. 184–186.

37. Азаров С.І., Сидоренко В.Л. Комплексний екологічний моніторинг навколишнього середовища в регіоні за допомогою мобільної лабораторії. *Ідеї академіка В.І. Вернадського та проблеми сталого розвитку регіонів*: матер. XV міжнар. наук.-прак. конф. (Кременчук, 7–8 червня 2013 р.). Кременчук, 2013.

С. 62.

38. Єременко С.А., Сидоренко В.Л., Азаров С.І., Білошицький М.В., Смірнова О.М., Власенко Є.А., Пруський А.В. Радіоекологічні аспекти лісових пожеж чорнобильської зони. *Радіоекологія-2014*: зб. матер. наук.-прак. конф. з міжнар. уч. (Київ, 24–26 квітня 2014 р.). Київ, 2014. С. 240–244.

39. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Серeda Ю.П. Радіаційні наслідки лісових пожеж в Україні. Тез. доп. XXII щоріч. наук. конф. ІЯД НАН України. (Київ, 26–30 січня 2015 р.). Київ, 2015. С. 189–190.

40. Серeda Ю.П., Сидоренко В.Л., Азаров С.І. Сучасний стан радіоактивного забруднення лісів. *Екологія і природокористування в системі оптимізації відносин природи і суспільства*: зб. тез. II міжнар. наук.-прак. інтер.-конф. (Тернопіль, 19–20 березня 2015 р.). Тернопіль, 2015. С. 121–123.

41. Серeda Ю.П., Сидоренко В.Л. Аналіз лісопожежної ситуації та стану протипожежної охорони лісів Чорнобильської зони. *Екологічна безпека держави*: Зб. тез доп. IX всеукр. наук.-прак. конф. молод. учених та студ. (Київ, 16 квітня 2015 р.). Київ: НАУ, 2015. С. 110–111.

42. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Серeda Ю.П. Аналіз методів моделювання розвитку лісових пожеж, забруднених технологічними радіонуклідами. *Радіоекологія-2015*: зб. матер. наук.-прак. конф. (Київ, 24–26 квітня 2015 р.). Київ, 2015. С. 146–149.

43. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Серeda Ю.П., Демків А.М., Власенко Є.А. Огляд існуючих методів досліджень радіаційних наслідків від пожеж в лісах, забруднених техногенними радіонуклідами: *Радіоекологія-2015*: зб. матер. наук.-прак. конф. (Київ, 24–26 квітня 2015 р.). Київ, 2015. С. 154–159.

44. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Серeda Ю.П. Оцінювання радіаційного ризику при гасінні пожеж у лісах Чорнобильській зоні. *Екологічна безпека як основа сталого розвитку суспільства. Європейський досвід і перспективи*: матер. II міжнар. наук.-прак. конф. (Львів, 4–6 листопада 2015 р.). Львів, 2015. С. 117–120.

45. Сидоренко В.Л., Азаров С.І., Серeda Ю.П. Концепція системи контролю

за лісопожежною ситуацією у зоні Чорнобильській зоні. Зб. наук. праць V всеукр. з'їзд екологів з міжнар. уч. (Вінниця, 23–26 вересня 2015 р.). Київ, 2015. С. 221.

46. Сидоренко В.Л., Азаров І.С., Мінська Ю.Ю. Екологічний моніторинг зони надзвичайної ситуації за допомогою безпілотного літального апарату. Зб. наук. праць V всеукр. з'їзд екологів з міжнар. уч. (Вінниця, 23–26 вересня 2015 р.). Київ, 2015. С. 249.

47. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Серeda Ю.П. Результати експериментальних лабораторних досліджень розповсюдження ^{137}Cs при згорянні зразків лісової біомаси. Тези доп. XXIII щоріч. наук. конф. ІЯД НАН України. (Київ, 1–5 лютого 2016 р.). Київ, 2016. С. 200–201.

48. Серeda Ю.П., Сидоренко В.Л. Охорона лісів в системі забезпечення якісного життя суспільства. *Екологія і природокористування в системі оптимізації відносин природи і суспільства*: матер. III міжнар. наук.-прак. конф. Ч. 1. (Тернопіль, 24–25 березня 2016 р.). Тернопіль, 2016. С. 170–172.

49. Серeda Ю.П., Сидоренко В.Л. Аналіз загроз лісам України. *Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування*: зб. тез. 4-ої міжнар. конгр. (Львів, 21–23 вересня 2016 р.). Львів, 2016. С. 55.

50. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Демків А.М. Розробка радіоекологічної ГІС у районі розташування радіаційно небезпечних об'єктів. *Проблеми екологічної безпеки*: зб. тез доп. XIV міжнар. наук.-техн. конф. (Кременчук, 12–14 жовтня 2016 р.). Кременчук, 2016. С. 13.

51. Демків А.М., Сидоренко В.Л. Системний підхід до управління екологічними ризиками на об'єктах підвищеної екологічної небезпеки. *Екологічна безпека держави*: Зб. тез доп. XI всеукр. наук.-прак. конф. молод. учених та студ. (Київ, 20 квітня 2017 р.). Київ: НАУ, 2017. С. 43.

52. Серeda Ю.П., Сидоренко В.Л. Про можливість використання НВЧ-радіометра для захисту лісів від пожеж. *Екологічна безпека держави*: Збір. тез доп. XI всеукр. наук.-прак. конф. молод. учених та студ. (Київ, 20 квітня 2017 р.). Київ, 2017. С. 225–226.

53. Азаров І.С., Сидоренко В.Л., Демків А.М., Серета Ю.П. Аналіз методів математичного моделювання екологічної безпеки. *Проблеми екологічної безпеки: тези доп. XV міжнар. наук.-техн. конф. (Кременчук, 11–13 жовтня 2017 р.)*. Кременчук, 2017. С. 11.

54. Сидоренко В.Л., Серета Ю.П., Демків А.М., Азаров І.С. Існуючі підходи до аналізу екологічного ризику. *Проблеми екологічної безпеки: тези доп. XV міжнар. наук.-техн. конф. (Кременчук, 11–13 жовтня 2017 р.)*. Кременчук, 2017. С. 66.

55. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Задунай О.С. Комплексний аналіз техногенної безпеки сховища відпрацьованого ядерного палива (СВЯП-1) на ЧАЕС. *Запобігання надзвичайним ситуаціям і їх ліквідація: матер. наук.-прак. сем. (Харків, 7 лютого 2018 р.)*. Харків: НУЦЗУ, 2018. С. 6–8.

56. Сидоренко В.Л., Задунай О.С., Азаров І.С. Аналіз існуючих методів оцінки ризику аварій на потенційно небезпечних об'єктах. *Запобігання надзвичайним ситуаціям і їх ліквідація: матер. наук.-прак. сем. (Харків, 7 лютого 2018 р.)*. Харків: НУЦЗУ, 2018. С. 59–61.

57. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Задунай О.С. Пожежна безпека сховища відпрацьованого ядерного палива. *Пожежна безпека: проблеми та перспективи: зб. тез доп. Всеукр. наук.-прак. конф. (Харків, 1–2 березня 2018 р.)*. Харків: НУЦЗУ, 2018. С. 153–155.

58. Сидоренко В.Л., Задунай О.С., Азаров І.С. Система інформаційної підтримки процедур прийняття управлінських рішень щодо попередження пожеж у Чорнобильській зоні відчуження. *Пожежна безпека: проблеми та перспективи: зб. тез доп. Всеукр. наук.-прак. конф. (Харків, 1–2 березня 2018 р.)*. Харків: НУЦЗУ, 2018. С. 200–203.

59. Сидоренко В.Л., Азаров С.І., Власенко Є.А. Удосконалення національної системи контролю за аварійно-радіаційним станом об'єктів Чорнобильської зони відчуження. *Проблеми цивільного захисту населення та безпеки життєдіяльності: сучасні реалії України: матер. IV Всеукр. заоч. наук.-прак. конф. (Київ, 20 квітня 2018 р.)*. Київ: НПУ імені М.П. Драгоманова, 2018. С. 116–

117.

60. Сидоренко В.Л., Азаров С.І. Питання техногенної безпеки в процесі зняття ЧАЕС з експлуатації. *Проблеми зняття з експлуатації об'єктів ядерної енергетики і відновлення навколишнього середовища (INUDECО 18)*: матер. III міжнар. конф. (Славутич, 25–27 квітня 2018 р.). Чернігів: ЧНТУ, 2018. С. 327–330.

61. Сидоренко В.Л., Азаров С.І. Оцінка стану пожежної безпеки об'єкта "Укриття". *Проблеми зняття з експлуатації об'єктів ядерної енергетики і відновлення навколишнього середовища (INUDECО 18)*: матер. III міжнар. конф. (Славутич, 25–27 квітня 2018 р.). Чернігів: ЧНТУ, 2018. С. 331–335.

62. Сидоренко В.Л., Серета Ю.П., Азаров С.І. Радіоекологічні наслідки пожеж в Чорнобильській зоні відчуження. *Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення*: зб. наук. ст. XIV міжнар. наук.-прак. конф. (Харків, 10–14 вересня 2018 р.). Харків, 2018. С. 283–288.

63. Азаров С.І., Сидоренко В.Л. Оцінка ймовірності виникнення лісових пожеж в Чорнобильській зоні відчуження. *Актуальні питання техногенної та цивільної безпеки України*: матер. I всеукр. наук. конф. (Миколаїв, 21–22 вересня 2018 р.). Миколаїв, 2018. С. 114–117.

64. Сидоренко В.Л., Азаров С.І. Багатопараметрична модель зміни технічного стану складного комплексу «Новий безпечний конфайнмент – об'єкт "Укриття"». *Проблеми зняття з експлуатації об'єктів ядерної енергетики та відновлення навколишнього середовища (INUDECО 2019)*: матер. IV міжнар. конф. (Славутич, 24–26 квітня 2019 р.). Чернігів: ЧНТУ, 2019. С. 221–227.

Публікації, які додатково відображають наукові результати дисертації:

65. Азаров С.І., Литвинов Ю.В., Паламарчук В.І., Сидоренко В.Л. Забезпечення життєдіяльності населення у складних радіологічних умовах. *Науковий збірник Інституту державного управління у сфері цивільного захисту*. 2013. № 1. С. 117–125.

66. Азаров С.І., Паламарчук В.І., Сидоренко В.Л. Деякі аспекти охорони здоров'я населення в складних радіоекологічних умовах. *Екологічні науки*. 2014.

Вип. 5. С. 5–11.

67. Азаров І., Сидоренко В., Серeda Ю. Використання безпілотного літального апарата як засобу дистанційного моніторингу надзвичайних ситуацій. *Безпека життєдіяльності*. 2015. № 2. С. 30.

68. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Серeda Ю.П. Оцінка можливого токсичного ураження при гасінні пожеж у Чорнобильській Зоні відчуження. *Проблеми техногенної безпеки в Україні та світі (до 30-ї річниці аварії на Чорнобильській АЕС)*: зб. наук. праць міжнар. наук.-прак. конф. (Запоріжжя, 1 березня 2016 р.). Запоріжжя, 2016. С. 13–20.

69. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Серeda Ю.П. Порівняльний аналіз радіоекологічних наслідків аварій на ЧАЕС та «Фукусіма-1». *Радіоекологія-2017*: зб. ст. наук.-прак. конф. з міжнар. уч. (Київ, 24–26 квітня 2017 р.) Київ, 2017. С. 29–32.

70. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Задунай О.С. Порівняльний аналіз радіаційно-екологічних наслідків важких аварій на ЧАЕС та Фукусіма-1. *East European Scientific Journal*. (Warsaw, Poland). 2018. № 10(38), 2018 part 2. С. 59–67.

71. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Задунай О.С. Перспективи використання безпілотних літальних апаратів під час проведення ліквідації наслідків надзвичайних ситуацій. *Вчені записки ТНУ імені В.І. Вернадського. Серія: Технічні науки*. 2018. Том 29(68). № 1, 2018. Частина 1. С. 11–16.

72. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Задунай О.С. Система контролю вибухопожежонебезпечних ситуацій в приміщеннях сховища відпрацьованого ядерного палива. *Безпека життєдіяльності на транспорті та виробництві – освіта, наука, практика*: матер. V міжнар. наук.-прак. конф. (Херсон, 13–15 вересня 2018 р.). Херсон, 2018. С. 127–132.

73. Сидоренко В.Л., Серeda Ю.П., Азаров С.І. Деякі аспекти імітаційного моделювання екологічних систем. *Екологічна безпека як основа сталого розвитку суспільства. європейський досвід і перспективи*: Матер. III міжнар. наук.-прак. конф. (Львів, 14 вересня 2018 р.). Львів, 2018. С. 74.

74. Сидоренко В.Л., Серeda Ю.П., Азаров І.С. Применение авиационной

системы для патрулирования и мониторинга лесных пожаров в Чернобыльской зоне. *Предупреждение и ликвидация чрезвычайных ситуаций: методы, технологии, проблемы и перспективы*: сб. матер. II Междунар. заоч. науч.-прак. конф. (Беларусь, Минск, 28 июня 2018 г.). Минск, 2018. С. 151–155.

75. Азаров С.І., Єременко С.А., Сидоренко В.Л. Весняний період – початок пожежонебезпечного сезону. Надзвичайна ситуація+. 2018. № 4. С. 18–20.

З М І С Т

| | |
|---|-----|
| ПЕРЕЛІК УМОВНИХ СКОРОЧЕНЬ..... | 30 |
| ВСТУП..... | 33 |
| РОЗДІЛ 1. АНАЛІЗ ЕКОЛОГО-РАДІАЦІЙНОГО СТАНУ | |
| ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ ТА ЗАГРОЗ ЙОГО | |
| ПОГІРШЕННЯ..... | |
| | 47 |
| 1.1. Сучасний стан еколого-радіаційного забруднення лісів та території... | 47 |
| 1.2. Аналіз еколого-радіаційних загроз від потенційно небезпечних | |
| об'єктів, розташованих у Чорнобильській зоні відчуження..... | 53 |
| 1.2.1. Питання техногенної безпеки в процесі зняття | |
| Чорнобильської АЕС з експлуатації..... | 53 |
| 1.2.2. Оцінка стану пожежної безпеки об'єкта «Укриття»..... | 57 |
| 1.2.3. Проблеми поводження з радіоактивними відходами..... | 61 |
| 1.3. Аналіз еколого-радіаційного забруднення територій | |
| внаслідок лісових пожеж..... | 81 |
| Висновки по розділу 1..... | 87 |
| Список використаних джерел до розділу 1..... | 89 |
| РОЗДІЛ 2. НАУКОВО-МЕТОДИЧНІ ЗАСАДИ ПРОВЕДЕННЯ | |
| ДОСЛІДЖЕНЬ..... | |
| | 99 |
| 2.1. Методики дослідження впливу радіаційно небезпечних об'єктів | |
| Чорнобильської зони відчуження на довкілля..... | 99 |
| 2.1.1. Методика дослідження виникнення та розвитку пожежі | |
| в приміщеннях об'єкта «Укриття»..... | 102 |
| 2.1.2. Методичні основи проведення аналізу безпеки проміжного | |
| сховища відпрацьованого ядерного палива..... | 117 |
| 2.2. Методика дослідження лісових пожеж у Чорнобильській зоні | |
| відчуження та радіаційно-екологічних наслідків від них..... | 128 |
| Висновки по розділу 2..... | 146 |
| Список використаних джерел до розділу 2..... | 148 |

| | |
|---|-----|
| РОЗДІЛ 3. МОДЕЛЮВАННЯ ЕКОЛОГІЧНИХ НЕБЕЗПЕК ВІД РАДІАЦІЙНО НЕБЕЗПЕЧНИХ ОБ'ЄКТІВ І ЯВИЩ..... | 158 |
| 3.1. Загальна характеристика моделей техноприродних небезпек..... | 158 |
| 3.2. Моделювання викиду в повітря радіонуклідів під час пожежі на об'єкті «Укриття»..... | 164 |
| 3.3. Моделювання небезпечних процесів у сховищі відпрацьованого ядерного палива..... | 183 |
| 3.3.1. Моделювання процесу тепломасообігу в сховищі..... | 183 |
| 3.3.2. Моделювання важкої аварії в басейні витримки відпрацьованого ядерного палива..... | 188 |
| 3.4. Моделювання викиду радіоактивних продуктів згорання із зони лісової пожежі..... | 195 |
| Висновки по розділу 3..... | 218 |
| Список використаних джерел до розділу 3..... | 220 |
| РОЗДІЛ 4. ОЦІНЮВАННЯ РАДІАЦІЙНИХ НЕБЕЗПЕК ОБ'ЄКТА «УКРИТТЯ» ТА ЇХ ЕКОЛОГІЧНИХ НАСЛІДКІВ..... | 225 |
| 4.1. Оцінка впливу радіоактивних продуктів згорання на довкілля..... | 226 |
| 4.2. Оцінка радіаційного ризику під час гасіння пожежі в об'єкті «Укриття»..... | 234 |
| 4.3. Оцінка безпеки об'єкта «Укриття» в процесі перетворення на екологічно безпечну систему..... | 255 |
| 4.4. Багатопараметрична модель зміни технічного стану складного комплексу «Новий безпечний конфайнмент – об'єкт "Укриття"»..... | 261 |
| Висновки по розділу 4..... | 267 |
| Список використаних джерел до розділу 4..... | 269 |
| РОЗДІЛ 5. КОМПЛЕКСНЕ ОЦІНЮВАННЯ ТЕХНОГЕННО-ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ СХОВИЩА ВІДПРАЦЬОВАНОГО ЯДЕРНОГО ПАЛИВА «МОКРОГО» ТИПУ..... | 273 |
| 5.1. Оцінка екологічних наслідків під час експлуатації об'єкта..... | 274 |
| 5.2. Оцінка безпеки басейну витримки в умовах невизначеності..... | 280 |

| | |
|---|------------|
| 5.3. Оцінка надійності конструкції басейну витримки..... | 292 |
| 5.4. Оцінка теплофізичної безпеки басейну витримки..... | 298 |
| 5.5. Оцінка вибухопожежної небезпеки в процесі зберігання відпрацьованого ядерного палива..... | 301 |
| 5.6. Застосування системного аналізу під час поводження з радіоактивними відходами..... | 306 |
| Висновки по розділу 5..... | 314 |
| Список використаних джерел до розділу 5..... | 306 |
| РОЗДІЛ 6. КОМПЛЕКСНЕ ОЦІНЮВАННЯ РАДІАЦІЙНИХ НЕБЕЗПЕК ЛІСОВИХ ПОЖЕЖ ТА ЇХ ЕКОЛОГІЧНИХ НАСЛІДКІВ..... | 320 |
| 6.1. Оцінка еколого-радіаційних наслідків від пожеж в лісах у натуральних і експериментальних умовах..... | 321 |
| 6.1.1. Результати досліджень лісових пожеж у натуральних умовах..... | 321 |
| 6.1.2. Результати експериментальних лабораторних досліджень..... | 335 |
| 6.1.3. Порівняльна оцінка отриманих результатів..... | 341 |
| 6.2. Оцінка радіаційного ризику під час гасіння пожежі..... | 343 |
| 6.3. Оцінка еколого-радіаційної ситуації після лісової пожежі..... | 352 |
| 6.4. Оцінка еколого-радіаційного ризику і дозових навантажень для населення під час лісових пожеж з радіаційно небезпечним фактором..... | 358 |
| Висновки по розділу 6..... | 360 |
| Список використаних джерел до розділу 6..... | 362 |
| РОЗДІЛ 7. МОНІТОРИНГ І МЕНЕДЖМЕНТ ЕКОЛОГО- РАДІАЦІЙНИХ НЕБЕЗПЕК ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ..... | 368 |
| 7.1. Розробка систем моніторингу за лісопожежною ситуацією..... | 369 |
| 7.2. Розробка системи комплексного моніторингу зони еколого-радіаційної небезпеки..... | 384 |
| 7.3. Розробка концептуальних основ забезпечення еколого-радіаційної безпеки..... | 394 |
| Висновки по розділу 7..... | 402 |
| Список використаних джерел до розділу 7..... | 403 |

| | |
|----------------|-----|
| ВИСНОВКИ..... | 408 |
| ДОДАТКИ..... | 412 |
| Додаток А..... | 412 |
| Додаток Б..... | 416 |
| Додаток В..... | 434 |
| Додаток Г..... | 437 |
| Додаток Д..... | 442 |
| Додаток Е..... | 445 |
| Додаток Ж..... | 447 |
| Додаток З..... | 449 |
| Додаток И..... | 451 |
| Додаток К..... | 453 |
| Додаток Л..... | 455 |
| Додаток М..... | 457 |
| Додаток Н..... | 459 |
| Додаток П..... | 461 |

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ СКОРОЧЕНЬ

- АМАД – активний медіанний аеродинамічний діаметр
- АТ – аеродинамічна тінь
- БВ – басейн витримки
- БК – випробничий комплекс
- БМД – байєсові мережі довіри
- БОК – бортовий обчислювальний комплекс
- БПЛА – безпілотний літальний апарат
- ВК – виробничий комплекс
- В-П – вузли-причини
- ВП – винесений пункт
- В-С – вузли-слідства
- ВТВЗ – відпрацьовані тепловиділяючі збірки
- ВЯП – відпрацьоване ядерне паливо
- ГІС – геоінформаційна система
- ДІВ – джерело іонізуючого випромінювання
- ДНЯЗ – Договір про нерозповсюдження ядерної зброї
- ЕБС – екологічно безпечна система
- ЗНЛВ – зворотній нечіткий логічний висновок
- ЗПА – запроектна аварія
- ІАБ – імовірнісний аналіз безпеки
- ІТ – інформаційні технології

- КЗН – комплексне забезпечення надійності
- КПН – коефіцієнт пожежної небезпеки
- ЛГМ – лісові горючі матеріали
- МАГАТЕ – Міжнародне агентство з атомної енергії
- МКРЗ – Міжнародна комісія з радіаційного захисту
- МЛК – мобільний лабораторний комплекс
- МПА – максимальна проектна аварія
- НБК – новий безпечний конфайнмент
- НВЧ – надвисокочастотний
- НД – нормативний документ
- ОУ – об'єкт «Укриття»
- ПММ – паливномісткі маси (матеріали)
- ППРВ – пункт поховання радіоактивних відходів
- ПН – показник надійності
- ПНО – потенційно небезпечний об'єкт
- ПОК – персональний обчислювальний комплекс
- ПРП – пожежно-рятувальний підрозділ
- ПС – підсистема
- РАВ – радіоактивні відходи
- РНО – радіаційно небезпечний об'єкт
- РПЗ – радіоактивні продукти згоряння
- РРВ – рідкі радіоактивні відходи

- РФ – Російська Федерація
- САГВ – системою аварійного газовидалення
- САО – система аварійного охолодження
- СВЯП – сховище відпрацьованого ядерного палива
- СГВ – стандартне геометричне відхилення
- СЛР – самовільна ланцюгова реакція
- ТВЕЛ – тепловиділяючий елемент
- ТВЗ – тепловиділяюча збірка
- ТРВ – тверді радіоактивні відходи
- ТУЕ – трансуранові елементи
- ТУІ – таблиця умовних ймовірностей
- ФР – функції розподілення
- ЦЗ – центральна зала
- ЦП – центральний пункт
- ЦСВЯП – Централізоване сховище відпрацьованого ядерного палива
- ЧАЕС – Чорнобильська АЕС
- ЧЗВ – Чорнобильська зона відчуження

ВСТУП

Обґрунтування теми дослідження. Безпека людини і навколишнього природного середовища, їх захищеність, насамперед, від техногенних і природних небезпек віднесена до проблем особливої важливості держави і суспільства, а їх рішення – до пріоритетних завдань національної безпеки.

Аналіз наукових праць, присвячених дослідженню негативного впливу наслідків Чорнобильської катастрофи на довкілля, показав, що цей процес актуальний у суспільстві, безперервний у часі і важливий у рамках не тільки державних, а і світових проблем. Глобальна актуалізація проблем Чорнобильської катастрофи, важливість її екологічної складової зумовлюють нагальну потребу збалансованого, цілісного і комплексного підходу до аналізу та розв'язання проблем екологічної безпеки Чорнобильської зони відчуження, що пов'язані з аварією на Чорнобильській АЕС (далі – ЧАЕС).

Чорнобильська катастрофа явила собою масштабну, унікальну аварію в історії людства зі своїми занадто негативними наслідками, відсутністю досвіду їх подолання, різноманітністю об'єктів ураження тощо. Не дивлячись на те, що з моменту цієї катастрофи минуло вже майже 35 років, її наслідки будуть ще довго нагадувати про себе своїм негативним впливом на довкілля.

У післяаварійний період (10–15 років) було написано дуже багато наукових праць різного характеру, присвячених Чорнобильській катастрофі і, зокрема, її екологічній складовій. Потім інтерес до Чорнобильської тематики дещо спав та імпульсивно проявлявся після взаємопов'язаних надзвичайних подій, таких як аварії і пожежі на об'єкті «Укриття» (далі – ОУ), масштабні пожежі у Чорнобильській зоні відчуження (далі – ЧЗВ), аварія на АЕС «Фукусіма» тощо.

Після Чорнобильської катастрофи було проведено чимало досліджень щодо вторинної небезпеки радіоактивних аерозолів під час пожеж в лісах, забруднених техногенними радіонуклідами. Досі тривають дискусії щодо визначальних параметрів надходження радіоактивних продуктів згоряння (далі – РПЗ) у довкілля під час лісових пожеж на території ЧЗВ. Отже дослідження тривають,

оскільки наразі немає гарантованих даних, що однозначно визначають процеси надходження різних радіонуклідів до атмосферного повітря під час лісових пожеж. До пізнього виявлення лісових пожеж і поширення їх на великі площі призводили прорахунки з організації моніторингу лісових масивів, особливо в період масового відвідування їх населенням у вихідні дні, незадовільний стан протипожежних розривів, просік, мінералізованих смуг і доріг у лісових масивах для під'їзду пожежної техніки до місць гасіння пожеж та забору води.

Вперше методику дослідження радіаційних наслідків від пожеж в лісах, забруднених техногенними радіонуклідами, було запропоновано Душа-Гудимом С.І. В подальшому розвиток цього напрямку досліджень продовжили Однолько А.А., Гаркавий С.Ф., Процак В.П., Граб М.В., Талерко М.М., Гаргер Є.К. та ін. Моделювання лісових пожеж добре представлено в роботах Гришина А.М. Автореабілітаційними процесами в екосистемах ЧЗВ займалися Шестопапов В.М., Францевич Л.І., Балашов Л.С., Бондаренко Г.М., Гайченко В.А.

Викликає велику зацікавленість колективна монографія під редакцією академіка НАН України Барьяхтара В.Г. «Чернобыльская катастрофа», в якій надана інформація з вивчення формування поля радіоактивного забруднення внаслідок аварії на ЧАЕС, дослідження біогеохімічних властивостей радіонуклідів чорнобильського викиду й оцінці механізму їх міграції в природному середовищі території України.

Особливу увагу з точки зору виникнення загроз потребують радіаційно небезпечні об'єкти (далі – РНО), що знаходяться в ЧЗВ, а саме: головні корпуси ЧАЕС, комплекс «ОУ – Новий Безпечний Конфайнмент» (далі – НБК), сховище відпрацьованого ядерного палива (далі – СВЯП) «мокрого» типу (СВЯП-1), СВЯП «сухого» типу (СВЯП-2), завод з переробки рідких радіоактивних відходів (далі – РАВ), промисловий комплекс твердих РАВ, виробничий комплекс (далі – ВК) «Вектор», пункт поховання радіоактивних відходів (далі – ППРВ) «Буряківка», приреакторне сховищу твердих і рідких РАВ тощо. Зазначені об'єкти несуть потенційну небезпеку навколишньому середовищу та являють собою загрозу довкіллю. Також відносно щільне скупчення цих РНО в одному місці

підвищує ймовірність виникнення ефекту «доміно» під час аварій і надзвичайних ситуацій різного характеру, особливо в умовах стану гібридної війни.

ОУ – потенційно небезпечний об'єкт і його небезпека зростає з часом мірою руйнування конструкцій, що постраждали під час аварії. Тому згідно зі стратегією перетворення ОУ в екологічно безпечну систему (далі – ЕБС) основним завданням після етапу стабілізації та створення НБК (додаткового бар'єра) є вилучення паливномістких мас (далі – ПММ) високоактивних відходів, після чого передбачено підготовку до зняття з експлуатації ОУ. Для цього необхідно було провести заходи щодо стабілізації, створення додаткових бар'єрів і демонтажу нестабільних конструкцій. Характеристиками радіоактивних аерозолів, їх поширенням за межі ОУ, а також механізми утворення та шляхи міграції рідких РАВ висвітлено у роботах Краснова В.О., Носовського А.В., Рудька В.М., Щербіни В.М. Реалізація проектів стабілізації і перетворення ОУ в ЕБС, призначення, конструкція та вимоги НБК розглядалися в працях Круковського П.Г., Метель М.А., Скляренка Д.І.

Роботи Ключникова О.О., Пазухина Е.М., Шігери Ю.М., Шігери В.Ю. присвячено актуальній проблемі переробки та поховання РАВ, що накопичуються в ЧЗВ. У працях Ольховника Ю.О. йдеться про розробку наукових засад прогнозування загроз забруднення довкілля у разі поверхневого захоронення РАВ в Україні і захисних властивостей інженерних і геологічних бар'єрів, властивих для майданчиків ВК «Вектор» і ППРВ «Буряківка».

Разом з тим, актуальною залишається проблема комплексного аналізу і оцінки впливу техноприродних загроз на рівень екологічної безпеки ЧЗВ, вирішення якої дасть змогу підвищити ефективність системи екологічного управління зазначеної території. Отже, в даній роботі автор пропонує своє бачення на вирішення цієї проблеми.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами. Тематика дисертаційної роботи відповідає Конституції України (ст. 16), Кодексу цивільного захисту України (гл. 12), Закону України від 25.06.1991 № 1264-ХІІ «Про охорону навколишнього природного середовища», Закону України від 21.12.2010 № 2818-

VI «Про Основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2020 року», Розпорядженню Кабінету Міністрів України від 17.10.2007 № 880-р «Про схвалення Концепції національної екологічної політики України на період до 2020 року» та змісту завершених науково-дослідних робіт «Комплексне оцінювання радіоекологічних наслідків життєдіяльності населення під час пожеж у лісах, забруднених технологічними радіонуклідами» (державний реєстраційний номер 0113U004502, Інститут державного управління у сфері цивільного захисту (далі – ІДУЦЗ)) (автор – відповідальний виконавець), «Дослідження техногенно-екологічних наслідків Чорнобильської катастрофи на сучасному етапі» (державний реєстраційний номер 0115U000337, ІДУЦЗ) (автор – науковий керівник) та «Методичних рекомендацій щодо забезпечення радіаційного захисту особового складу підрозділів оперативно-рятувальної служби цивільного захисту під час гасіння пожеж у зоні відчуження Чорнобильської АЕС» (державний реєстраційний номер 0116U003794, Український науково-дослідний інститут цивільного захисту) (автор – виконавець).

Тему дисертаційного дослідження затверджено на засіданні Вченої ради ІДУЦЗ 26 травня 2015 року (протокол № 5).

Мета і завдання дослідження. *Метою* дисертаційного дослідження є розкриття особливостей та закономірностей впливу техноприродних загроз від РНО і явищ на рівень екологічної безпеки ЧЗВ як підґрунтя розвитку наукових основ удосконалення систем її екологічного моніторингу і менеджменту. У відповідності з цією метою необхідно вирішити наступні наукові *завдання*:

- 1) проаналізувати еколого-радіаційний стан ЧЗВ та загрози його погіршення;
- 2) обґрунтувати науково-методичні засади проведення досліджень;
- 3) провести моделювання екологічних небезпек від РНО (ОУ, СВЯП-1) і явищ (лісових пожеж на територіях, що зазнали радіаційного забруднення внаслідок аварії на ЧАЕС);
- 4) провести оцінювання радіаційних небезпек ОУ та їх екологічних наслідків;

5) провести оцінювання радіаційних небезпек СВЯП-1 та їх екологічних наслідків;

6) удосконалити систему поводження з радіоактивними відходами;

7) провести оцінювання радіаційних небезпек лісових пожеж та їх екологічних наслідків;

8) удосконалити системи моніторингу і менеджменту еколого-радіаційних небезпек ЧЗВ.

Об'єкт дослідження – еколого-небезпечні процеси і явища в навколишньому середовищі ЧЗВ.

Предмет дослідження – техноприродні загрози від РНО і явищ.

Ідея роботи полягає в удосконаленні систем екологічного моніторингу і менеджменту ЧЗВ шляхом розкриття особливостей та закономірностей впливу техноприродних загроз від РНО і явищ на рівень екологічної безпеки досліджуваної території.

Основні методи досліджень. Для досягнення мети та розв'язання поставлених завдань використано загальнонаукові, експериментальні та інструментальні методи досліджень.

Основу загальнонаукових методів складають логічний аналіз і синтез, порівняння й аналогія, абстрагування та узагальнення інформації під час опрацюванні літературних і електронних джерел з обраного напрямку дослідження та формулювання наукової проблеми. Кількісний, якісний й індексний методи – для аналізу пожежного ризику та аналізу безпеки РНО. Метод механіки суцільного середовища – для побудови фізико-математичної моделі лісової пожежі. Метод чисельного моделювання – для ефективного способу дослідження димової хмари. Метод математичного моделювання (струмінно-дифузійна модель, метод віртуального джерела та модель Гаусса) – для моделювання переміщення і розповсюдження димової хмари. Системний аналіз – для дослідження процесу поводження з РАВ. Ризик-орієнтований підхід (метод FRAME) – для визначення радіаційного ризику. Априорно-апостеріорний аналіз ризику – для оцінки збитків. Імовірнісний (стохастичний) метод – для

моделювання умовної ймовірності ураження людини. Для оцінки впливу радіаційних факторів під час лісових пожеж на організм людини використовували модель інгаляційного надходження радіоактивних речовин, камерну модель респіраторного тракту та потрапляння радіоактивних речовин в організм людини, камерну модель відкладання радіоактивних речовин у різних органах і тканинах людини. Також використовували методи аналітичної ієрархії, багатокритеріального ранжування, інформаційної технології моніторингу, теорію нечітких множин для розробки моделей розпізнавання екологічно небезпечних ситуацій та прийняття рішень.

Під час проведення натуральних (польових) і лабораторних експериментів застосовували метод «конверта» для відбору проб ґрунту, спектрометричний, іонізаційний і напівпровідниковий метод реєстрації радіоактивних випромінювань, стандартну радіохімічну методику для визначення рівня активності радіоактивних елементів у пробах, метод седиментографічного аналізу – для виділення золю з фракції.

Широко використовували інструментальні методи, тобто пакети прикладних програм для персонального обчислювального комплексу (далі – ПОК). Для різноманітних математичних і технічних розрахунків – програмний засіб Mathcad. Для проведення теплофізичних розрахунків – універсальну програму кінцево-елементного аналізу ANSYS. Для гідроаеродинамічних розрахунків та моделювання розвитку пожежі в приміщеннях – універсальні програмні комплекси FlowVision та FDS (Fire Dynamics Simulator). Для обробки отриманих даних – Microsoft Excel & Word 2016, Statistica 6.0. Обробку γ -спектра відібраних проб здійснювали за допомогою спеціальної програми ПОК DEC-Professional-380. Також використовувалися різноманітні інформаційні бази даних.

Наукова новизна отриманих результатів. В дисертації розв'язується важлива науково-прикладна проблема комплексного аналізу і оцінки впливу техноприродних загроз на рівень екологічної безпеки ЧЗВ, вирішення якої дасть змогу підвищити ефективність системи екологічного управління зазначеної території. Наукову новизну визначають такі теоретичні та експериментальні

результати досліджень:

вперше

- розроблено методологічні засади наукового обґрунтування рівня екологічної небезпеки ОУ, що надало змогу прогнозувати ступінь впливу небезпечних радіаційних подій на довкілля;

- проведено моделювання небезпечних процесів і комплексне оцінювання можливих техногенно-радіаційних небезпек СВЯП мокрого типу, що дозволило робити прогноз впливу негативних чинників на навколишнє середовище у разі виникнення аварій та аварійних ситуацій на об'єкті;

- науково обґрунтовано доцільність застосування методології прикладного системного аналізу (системно-структурної парадигми) для дослідження процесу поведінки з РАВ, що надало змогу розуміти цей процес як систему зі статичними і динамічними властивостями та враховувати її в загальній системі комплексної екологічної безпеки;

- на основі проведених експериментальних досліджень в натуральних (польових) умовах в ЧЗВ було вивчено закономірності поведінки лісових горючих матеріалів (далі – ЛГМ) та розповсюдження РПЗ під час вогневих випробувань, що дало можливість провести тестування моделей процесів виникнення і розвитку лісової пожежі, міграції РПЗ в атмосферному повітрі та оцінки радіоекологічних наслідків;

удосконалено

- методичний підхід до аналізу радіаційного ризику та оцінки радіологічних наслідків під час гасіння пожежі на ОУ, засновану на математичному апараті для аналізу впливу різних чинників небезпеки на персонал об'єкта і пожежно-рятувальних підрозділів (далі – ПРП), що дозволило розраховувати вплив РПЗ на довкілля;

- математичну модель чисельного моделювання викиду РПЗ, що дає змогу моделювати процес міграції та осадження радіоактивних частинок (на основі системи рівнянь мезомасштабної моделі в атмосферному пограничному шарі) та, в подальшому, прогнозувати шкідливий вплив на навколишнє середовище;

набуло подальшого розвитку

- концепція побудови технічної системи екологічного моніторингу ЧЗВ на основі НВЧ радіометра, що зможе забезпечити раннє виявлення небезпечних подій і ситуацій на території, що контролюється, та вчасно проводити превентивні заходи;

- напрями вдосконалення мобільної лабораторії комплексної оцінки та прогнозування надзвичайних ситуацій для забезпечення оперативного контролю радіаційного стану навколо РНО в аварійних і післяаварійних ситуаціях;

- концептуальні основи системи менеджменту еколого-радіаційних небезпек ЧЗВ, що дає змогу забезпечити інформаційно-технічну підтримку ступеня обґрунтованості прийняття управлінських рішень в критичних ситуаціях.

Обґрунтованість і достовірність наукових положень, висновків і рекомендацій забезпечено ретельним і глибоким аналізом джерел інформації, відповідністю методів дослідження поставленим в роботі меті і завданням, коректним застосуванням методу комп'ютерного моделювання процесів міграції РПЗ, застосуванням апробованих фізико-хімічних та аналітичних методів досліджень, необхідним обсягом натуральних і експериментальних лабораторних досліджень, отриманих з використанням стандартних методик, метрологічно атестованого обладнання і повірених засобів вимірювання, застосуванням відповідного комп'ютерного програмного забезпечення, поширеною апробацією і практичним впровадженням результатів.

Практичне значення отриманих результатів полягає у впровадженні результатів і положень дисертації в системи моніторингу і менеджменту стану екологічної безпеки ЧЗВ. До результатів, здобутих у дисертаційній роботі, що мають практичну цінність, належать наступні положення:

1) практична реалізація розроблених методик моделювання розповсюдження РПЗ і разом з ним дефляції легких радіоактивних частинок техногенних радіонуклідів під час лісових пожеж на забруднених радіоактивними речовинами територіях та аварій і аварійних ситуаціях на РНО у відповідному програмному середовищі ПОК забезпечить вчасне прогнозування еколого-

радіаційних наслідків у навколишньому середовищі;

2) практичне використання методики оцінки радіаційного ризику пожежних і рятувальників під час гасіння лісових пожеж і пожеж на РНО ЧЗВ забезпечить проведення постійного і якісного контролю внутрішнього і зовнішнього опромінення зазначеної категорії осіб;

3) практичне застосування методики оцінки радіаційного ризику і дозових навантажень для населення під час лісових пожеж з радіаційно небезпечним фактором та аварій на РНО забезпечить вчасне прийняття контрмір із захисту здоров'я мешканців територій, що піддалися впливу РПЗ або шкідливих речовин;

4) практичне впровадження прикладного системного аналізу в процес поводження з РАВ значно покращить загальну систему комплексної екологічної безпеки ЧЗВ;

5) побудова та експлуатація технічної системи екологічного моніторингу ЧЗВ на основі НВЧ радіометра зможе забезпечити раннє виявлення небезпечних подій і ситуацій на території, що контролюється, та вчасне проведення превентивних заходів;

6) практична реалізація концепції мобільної лабораторії комплексної оцінки та прогнозування надзвичайних ситуацій дозволить забезпечити оперативний контроль радіаційного стану навколо РНО в аварійних і післяаварійних ситуаціях;

7) впровадження в практичну діяльність концептуальних основ системи менеджменту еколого-радіаційних небезпек ЧЗВ дасть можливість забезпечити інформаційно-технічну підтримку ступеня обґрунтованості прийняття управлінських рішень в критичних ситуаціях.

За безпосередньою участю автора окремі результати дисертаційної роботи впроваджено в діяльність Державної служби України з надзвичайних ситуацій (додаток Е), Чорнобильського радіаційно-екологічного біосферного заповідника (додаток Ж), Головного управління ДСНС України у Київській області (по зоні відчуження та зоні безумовного (обов'язкового) відселення) (додаток З), Державної екологічної академії післядипломної освіти та управління (додаток И), Національного університету цивільного захисту України (додаток К), Інституту

державного управління у сфері цивільного захисту (додаток Л). Також мають впровадження науково-дослідні роботи, що зазначені вище (додатки М, Н).

Особистий внесок здобувача. В дисертаційній роботі узагальнено результати досліджень за період з 2011 по 2019 роки, в яких автор брав безпосередню участь. Основні наукові положення і результати дисертаційної роботи отримані автором самостійно, але протягом всього періоду проведення досліджень автор проводив регулярні та плідні консультації з науковим консультантом – доктором технічних наук, старшим науковим співробітником Азаровим С.І. Особисто дисертанту належить обґрунтування теми дослідження, формулювання наукової проблеми, мети та завдань дослідження, обґрунтування положень наукової новизни, встановлення практичної значимості результатів, формування загальних висновків. Автором проведено аналіз і узагальнення інформації літературних і електронних джерел за темою дисертації, обґрунтовано методи дослідження, здійснено моделювання екологічних небезпек від РНО і явищ, проведено оцінювання радіаційних небезпек ОУ та СВЯП-1 та їх екологічних наслідків, радіаційних небезпек лісових пожеж та їх екологічних наслідків, удосконалено системи моніторингу і менеджменту еколого-радіаційних небезпек ЧЗВ.

В роботах, опублікованих у співавторстві, особистий внесок здобувача полягає у наступному: проведено аналіз і узагальнено інформацію літературних і електронних джерел щодо сучасного стану еколого-радіаційного забруднення лісів та території ЧЗВ, структури земель та розподілу радіонуклідів у ґрунтах соснових лісів [25, 26, 40, 41, 48, 49, 63, 75]; сформовано і розглянуто проблеми техногенної безпеки в процесі зняття ЧАЕС з експлуатації [60]; проаналізовано характеристики пожеж на ОУ та узагальнено дані щодо пожежної навантаги і рівня пожежовивбухонебезпеки приміщень [27, 28, 61]; сформульовано проблему та запропоновано шляхи її вирішення [4]; проведено аналіз статистичних та динамічних даних лісових пожеж [25, 26, 62, 70, 71]; проаналізовано методики дослідження впливу РНО ЧЗВ на довкілля, розроблено математичний апарат, алгоритм аналізу й оцінювання рівня потенційної небезпеки СВЯП-1, систему

аварійного керування під час аварії на СВЯП-1, матрицю прийняття рішень на основі оцінок експертів [20, 27, 28, 51]; розроблено методику дослідження лісових пожеж у ЧЗВ та екологічних наслідків від них, схеми джерел надходження РПЗ у довкілля [25, 26, 43]; проведено аналіз загальних характеристик моделей техноприродних небезпек [35, 54, 56, 73]; запропоновано математичну модель та візуалізовано викид у повітря радіонуклідів під час пожежі на ОУ, розроблено схему організації розрахунків характеристик забруднення повітря і ґрунту під час аварійного викиду РПЗ і пилу [27, 28]; розроблено математичний апарат моделі процесу тепломасообміну в СВЯП-1, сформульовано висновки [18]; розроблено математичний апарат і реалізовано моделювання важкої аварії в БВ СВЯП, сформульовано висновки [16]; удосконалено математичну модель викиду РПЗ із зони лісової пожежі, сформульовано висновки [2, 3, 25, 26, 32, 34, 39, 42]; розроблено схему надходження РПЗ в організм людини, розраховано значення максимальних індивідуальних доз та максимального індивідуального ризику для персоналу [27, 28]; розроблено схему методики аналізу ризику та управління ризиком з оцінки збитків під час аварій на РНО, проаналізовано випадки пожеж, що відбулися в ОУ, запропоновано структуру узагальненої дозиметричної моделі людини, проведено розрахунок сумарних дозових коефіцієнтів від інгаляційного надходження в організм людини, середньозважених параметрів частинок РПЗ, потужності ефективних інгаляційних доз, значень індивідуального і колективного радіаційних ризиків для пожежних [6, 27, 28]; запропоновано критерії оцінки безпеки ОУ в процесі перетворення на ЕБС [21]; розроблено математичний апарат та методологію математичного моделювання, побудовано схему зміни технічного стану складного комплексу НБК–ОУ [64]; сформульовано завдання, розроблено основу математичного апарата, проведено основні розрахунки, побудовано основні графіки і схеми, сформульовано висновки [15, 17, 19, 22, 23, 24, 55, 57]; проведено досліджень лісових пожеж у натуральних (польових) умовах, здійснено експериментальні лабораторні дослідження, проведено відповідні розрахунки, побудовано графіки і схеми, здійснено порівняння отриманих даних, сформульовано висновки [25, 26, 47]; оцінено радіаційний ризик під час гасінні пожежі,

побудовано графіки і схеми, сформульовано висновки [5, 6, 8, 14, 25, 26, 68]; оцінено еколого-радіаційну ситуацію після лісової пожежі та радіаційний ризик, побудовано графіки і схеми, сформульовано висновки [10, 11, 12, 25, 26, 29]; оцінено дозову навантагу для населення під час лісових пожеж з радіаційно небезпечним фактором, побудовано графіки і схеми, сформульовано висновки [25, 26, 36, 65, 66]; запропоновано систему моніторингу за лісопожежною ситуацією у ЧЗВ на основі НВЧ радіометра, складено схеми основних блоків системи, проведено розрахунок основних параметрів, сформульовано висновки [25, 26, 27, 28, 45, 71]; розроблено концепцію мобільної лабораторії комплексної оцінки та прогнозування надзвичайних ситуацій зони еколого-радіаційної небезпеки, оптимізовано комплектацію мобільного лабораторного комплексу (далі – МЛК) приладним обладнанням, запропоновано використання безпілотного літального апарату (далі – БПЛА) як складову частину системи МЛК, сформульовано основні переваги МЛК [1, 7, 13, 27, 28, 30, 31, 33, 35, 46, 50, 67, 74]; запропоновано структурну схему контролю і керування важкими радіаційними аваріями, розроблено математичного апарат, проведено розрахунки, побудовано відповідні графіки [58, 59].

В дисертації також було використано результати спільних праць по СВЯП-1 з кандидатом технічних наук Задунаєм О.С. (науковий консультант автора є його науковим керівником), тема дисертаційної роботи – «Наукові засади підвищення ефективності забезпечення екологічної безпеки мокрих сховищ відпрацьованого ядерного пального» (https://dea.edu.ua/img/source/Diser/%D0%94%D0%B8%D1%81%D0%B5%D1%80%D1%82%D0%B0%D1%86%D0%B8%D1%8F_%D0%97%D0%B0%D0%B4%D1%83%D0%BD%D0%B0%D0%B9.pdf).

Апробація результатів дисертації. Основні положення дослідження доповідалися, обговорювалися та отримали схвальну оцінку на 25 міжнародних, всеукраїнських та галузевих наукових конгресах, конференціях і семінарах, а саме: Міжнародній конференції «Двадцять п'ять років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього» (Київ, 2011); II Міжнародній науково-практичній конференції «Техногенна безпека: теорія, практика, інновації» (Львів,

2011); Щорічних наукових конференціях Інституту ядерних досліджень НАН України (Київ, 2011, 2015, 2016); XI науково-практичній конференції «Можливості використання методів механіки для розв'язання питань безпеки в умовах надзвичайних ситуацій» (Харків, 2012); Науково-практичних конференціях з міжнародною участю «Радіоекологія» (Київ, 2013, 2014, 2015); XV Міжнародній науково-практичній конференції «Ідеї академіка В.І. Вернадського та проблеми сталого розвитку регіонів» (Кременчук, 2013); Міжнародних науково-практичних інтернет-конференціях «Екологія і природокористування в системі оптимізації відносин природи і суспільства» (Тернопіль, 2015, 2016); Всеукраїнських науково-практичних конференціях «Екологічна безпека держави» (Київ, 2015, 2017); Міжнародній науково-практичній конференції «Екологічна безпека як основа сталого розвитку суспільства. Європейський досвід і перспективи» (Львів, 2015); Всеукраїнському з'їзді екологів з міжнародною участю (Вінниця, 2015); Міжнародному конгресі «Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування» (Львів, 2016); XI Міжнародних науково-технічних конференціях «Проблеми екологічної безпеки» (Кременчук, 2016, 2017); Науково-практичному семінарі «Запобігання надзвичайним ситуаціям і їх ліквідація» (Харків, 2018); Всеукраїнській науково-практичній конференції «Пожежна безпека: проблеми та перспективи» (Харків, 2018); IV Всеукраїнській заочній науково-практичній конференції «Проблеми цивільного захисту населення та безпеки життєдіяльності» (Київ, 2018); III Міжнародних конференціях «Проблеми зняття з експлуатації об'єктів ядерної енергетики і відновлення навколишнього середовища» (Славутич, 2018, 2019); XIV Міжнародній науково-практичній конференції «Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення» (Харків, 2018); I Всеукраїнській науковій конференції «Актуальні питання техногенної та цивільної безпеки України» (Миколаїв, 2018).

Публікації. За темою дисертаційної роботи опубліковано 75 наукових праць. З них основні положення та важливіші результати дисертації опубліковано в 21 статті, включених до Переліку наукових фахових видань України [1–21], 3

статтях у наукових періодичних виданнях інших держав [22–24], 4 колективних монографіях [25–28], 3 публікаціях в інших наукових виданнях [29–31] та 33 тезах доповідей на наукових конгресах, конференціях і семінарах [32–64]. Додатково наукові результати дисертації відображено у 12 публікаціях [65–75].

Структура та обсяг дисертації. Дисертація складається з анотації, переліку умовних скорочень, вступу, семи розділів (що містять 58 таблиць та 91 рисунок) зі списками використаних джерел (всього 319 найменувань), загальних висновків та 14 додатків. Загальний обсяг дисертації – 470 сторінок, з них 339 сторінок основного тексту.

Автор висловлює щирю вдячність за сприяння та допомогу в проведенні досліджень Азарову С.І., Биковій О.В., Білошицькому М.В., Бондарю О.І., Ващенко В.М., Власенку Є.А., Волянському П.Б., Демків А.М., Єременку С.А., Задунаю О.С., Литвинову Ю.В., Паламарчуку В.І., Пруському А.В., Руденку О.В., Середі Ю.П., Сіднєву О.Б., Смірновій О.М.

РОЗДІЛ 1

АНАЛІЗ ЕКОЛОГО-РАДІАЦІЙНОГО СТАНУ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ ТА ЗАГРОЗ ЙОГО ПОГІРШЕННЯ

1.1. Сучасний стан еколого-радіаційного забруднення лісів та території

Лісові масиви мають важливе значення для загального стану екосистеми безпосередньо впливаючи на водний баланс територій, знижуючи вплив засух та суховіїв, переформовуючи атмосферні забруднення, захищаючи ґрунти від водної та вітрової ерозії, селевих потоків, зсувів, руйнування берегів та інших небезпечних природних і техногенних процесів.

На території України більше 10 млн га займають ліси. Найбільше лісових масивів знаходиться у північному (30%) та західному (30%) регіонах України, 17% – у східному, 10% – у південно-західному і 11% – у південному регіонах. Після катастрофи на ЧАЕС у 1986 році площа радіоактивного забруднення склала 53,5 тис. км² (9% всієї території України), що охоплює 73 райони у 12 областях. На цій території розміщено 2293 населених пунктів, в яких проживає 2 315 900 людей (5% населення країни), в тому числі 499 500 дітей [1].

Ліси відіграли важливу роль в обмеженні розповсюдження радіоактивного забруднення після Чорнобильської катастрофи, тому контроль та аналіз радіаційного стану територій внаслідок впливу наслідків природних пожеж є необхідною складовою екологічних досліджень. В Україні 12% загальної площі лісів забруднені радіонуклідами, це становить 1,1 млн га, з яких близько 157 тис. га виведено з господарського обігу [2]. Різниця між максимальними та мінімальними величинами густини радіоактивного забруднення ґрунту має доволі типовий характер. Так, радіаційним обстеженням встановлено, що загальною рисою радіоактивного забруднення лісів є його мозаїчний, осередковий, високоградієнтний характер [3]. Дані про розподіл площ і запасів вкритих лісовою рослинністю ділянок за групами лісоутворюючих порід в областях, що зазнали радіаційного забруднення внаслідок аварії на ЧАЕС, наведено в табл. 1.1.

Таблиця 1.1

Розподіл площ і запасів, вкритих лісовою рослинністю ділянок
за групами лісоутворюючих порід в Україні

| Область | Частина площі області, зайнятої лісом, % | Площа, тис. га/запаси, млн м ³ | | | |
|--------------|--|---|---|---------------|--------------|
| | | Всього | У тому числі за групами лісоутворюючих порід | | |
| | | | Хвойні | Твердолистяні | М'яколистяні |
| Вінницька | 11,5 | 157,9 | 79,2 | 76,4 | 2,3 |
| | | 47,4 | 26,4 | 20,5 | 0,5 |
| Волинська | 30,9 | 411,5 | 241,4 | 61,5 | 108,6 |
| | | 82,7 | 55,6 | 10,8 | 16,3 |
| Житомирська | 32,6 | 662,1 | 396,0 | 131,3 | 134,8 |
| | | 148,2 | 97,2 | 27,9 | 23,1 |
| Київська | 20,4 | 340,2 | 216,3 | 80,0 | 43,9 |
| | | 84,5 | 60,1 | 16,9 | 7,5 |
| Рівненська | 36,5 | 582,9 | 388,6 | 64,5 | 129,8 |
| | | 100,0 | 72,8 | 10,1 | 17,1 |
| Сумська | 17,4 | 256,4 | 104,4 | 117,8 | 34,2 |
| | | 69,5 | 35,4 | 27,8 | 6,3 |
| Чернігівська | 19,2 | 541,2 | 290,0 | 121,1 | 130,1 |
| | | 140,6 | 90,1 | 27,3 | 23,2 |
| Черкаська | 15,2 | 225,1 | 70,7 | 143,4 | 11,0 |
| | | 51,9 | 19,3 | 30,6 | 2,0 |
| Хмельницька | 12,5 | 168,4 | 53,4 | 97,4 | 17,6 |
| | | 36,8 | 14,2 | 19,4 | 3,2 |

З наведених у табл. 1.1 даних видно, що хвойні посадки займають 42% загальної площі, зокрема соснові – 33%. Частина твердолистяних насаджень становить 40%, зокрема дуби і вільха – 32%. Запас деревини в лісах оцінюється в 1,8 млрд кубометрів. Найбільші площі лісів, забруднених радіоактивними продуктами Чорнобильської аварії, знаходяться в Житомирській (974,3 тис. га), Рівненській (728,8 тис. га), Чернігівській (725,5 тис. га) та Київській (416,4 тис. га) областях. У Черкаській, Вінницькій, Волинській, Сумській та Хмельницькій областях площа лісів, забруднених ¹³⁷Cs, становила (10–20)% від загальної площі лісового фону (табл. 1.2) [4].

Таблиця 1.2

Забруднення лісових масивів України радіоактивним цезієм

| Область | Обстежено лісів, тис. га | Площа забруднення радіонуклідами, км ² | | | |
|--------------|--------------------------|--|--------|---------|----------|
| | | Зони забруднення ¹³⁷ Cs, кБк/м ² | | | |
| | | <37 | 37–185 | 186–555 | 556–1110 |
| Вінницька | 234,0 | 198,6 | 35,4 | – | – |
| Волинська | 353,1 | 295,7 | 57,4 | – | – |
| Житомирська | 974,3 | 388,3 | 450 | 98 | 38 |
| Київська | 416,4 | 198,1 | 187,6 | 20,1 | 10,6 |
| Рівненська | 728,8 | 331,5 | 391,0 | 6,3 | – |
| Сумська | 121,9 | 109,4 | 12,5 | – | – |
| Чернігівська | 725,5 | 609,9 | 102,2 | 13 | 0,4 |
| Черкаська | 241,0 | 190 | 49 | 2,0 | – |
| Хмельницька | 50,0 | 46 | 3,0 | 1,0 | – |

З моменту аварії на 4-му блоці ЧАЕС стало зрозуміло, що природне очищення від радіоактивного забруднення проходить повільно. Чисте видалення ¹³⁷Cs як екомітки складає менше одного відсотка на рік, тому, ймовірно, що без технологічного втручання швидкість фізичного розпаду ¹³⁷Cs буде в значній мірі впливати на тривалість наслідків Чорнобильської аварії в лісових масивах [5].

Незважаючи на те, що величина абсолютно природної втрати ¹³⁷Cs в лісах мала, рециркуляція радіоактивного цезію в них є динамічним процесом, у рамках якого взаємозворотні переходи між біотичними та абіотичними компонентами лісової екосистеми проходять на сезонній або довготривалій основі. Територія, що зазнала радіоактивного забруднення навколо ЧАЕС згідно законодавством України поділяється на 4 зони: зону відчуження – територія, з якої проведено евакуацію населення в 1986 році (30-ти км зона ЧАЕС), зону безумовного (обов'язкового) відселення, зону гарантованого добровільного відселення, зону підсиленого радіоекологічного контролю, де існують різноманітні складні особливості формування доз опромінення [6].

Ліси ЧЗВ представлено типовим для даного регіону насадженнями. Головними лісоутворюючими породами були і залишаються хвойні породи, насамперед: сосна звичайна (*Pinus sylvestris*), ялина колюча (*Picea pungens* Engelum), ялина європейська (*Picea sibirica*), листяні породи: береза, вільха, дуб і

осика. Інтродуцентами є сосна Банкса, ялина й акація біла. Посадки сосни звичайної покривають близько 80% залісненої території і це в основному післявоєнні культури віком від 50 до 60 років, створені на колишніх староорних землях. В залежності від вікової групи лісонасаджень соснові ліси мають загальний запас абсолютної сухої речовини 1025 т/га, широколистяні ліси – 1400, соснові сухотравно-лишайникові ліси – 570, чорновільхові ліси – 850 та перелоги – 80 т/га.

Ліси за своїм призначенням та місцезнаходженням у ЧЗВ Київської області виконують водоохороннозахисні, санітарно-гігієнічні та оздоровлюючі функції. Лісові масиви займають 45% території ЧЗВ (102 тис. га). За лісорослинному районуванню вони відносяться до зони Полісся України та розташовані в Новошепелівсько-Вільчанському та Припятьсько-Дніпровському заплавно-борових фізико-географічних районах. Переважними ландшафтами тут є надзаплавні тераси, морські водороздільні рівнини і річкові долини (табл. 1.3) [7].

Таблиця 1.3

Структура земель у ЧЗВ

| Категорія земель | % | км ² |
|--|------|-----------------|
| Землі, покриті лісами, з них: | 48,5 | 980 |
| хвойними породами | 38,6 | 780 |
| листяними породами | 9,9 | 200 |
| Інші лісові землі (просіки, вирубки, лісові дороги тощо) | 4,9 | 99 |
| Усього лісних земель | 53,4 | 1079 |
| Землі колишнього сільськогосподарського використання | 29,5 | 569 |
| Нелісові землі (піски, болота) | 2,6 | 53 |
| Водні поверхні (річки, озера, канали тощо) | 8,5 | 172 |
| Міста, села, дороги | 6,0 | 121 |
| Всього: | 100 | 1994 |

Ґрунтоутворюючими породами зазвичай скрізь є флювіогляціальні піски, що перетинаються з озерно-алювіальними та елювіальними пісками. В багатьох містах ці відкладення на порівняно малих глибинах підстилаються моренними суглинками. В цілому ґрунтовий покрив можна охарактеризувати як відносно однорідний та збіднений. Основу ґрунтового покриття у ЧЗВ складають дерево-

підзолисті ґрунти, у заболочених місцях – торф'яні й оторфовані, що характеризуються незначним вмістом гумусу, високою кислотністю і піщаним механічним складом.

На територію 30-и кілометрової зони ЧАЕС у вигляді радіоактивних опадів випало, приблизно $5 \cdot 10^{15}$ Бк, з них $3 \cdot 10^{13}$ Бк припадає на трансуранові елементи (далі – ТУЕ). Найбільша густина забруднення ґрунту для ^{137}Cs сягає понад $8 \cdot 10^{12}$ Бк/км², для ^{90}Sr – $7 \cdot 10^{12}$ Бк/км², плутонію – $3 \cdot 10^{10}$ Бк/км² [8, 9]. В додатку А на рис. А.1–А.3 наведено карти-схеми густини забруднення ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$ у ЧЗВ. Ступінь радіоактивного забруднення лісів у ЧЗВ визначається рядом факторів, найбільш важливими з яких є структура і стан місцевих масивів, загальна кількість викидів радіонуклідів у навколишнє середовище, їх фізико-хімічні властивості, елементний склад, густина та місткість у них радіаційно-небезпечних речовин, метеорологічні та геофізичні фактори, пори року, склад і характер розподілу радіонуклідів (величина загальної густини і динаміки забруднення радіоактивними продуктами аварії місцевих масивів у даній області), біогеохімічна характеристика території під впливом радіаційної дії (типи ґрунту, гідрологічний режим, склад і структура екосистеми тощо).

Метеорологічні, ландшафтні та лісопожежні характеристики досліджуваної території надано у додатку Б.

Інтенсивність міграційних процесів радіонуклідів у лісних масивах визначається комплексом біоценотичних та біогеохімічних факторів, таких як процес сорбції і десорбції, переміщення з поверхневим і внутрішньоґрунтовим складом, біогенне перемішування, вплив складу рослинності, а також дифузія, дефляція та конвективний перенос. Поведінка радіонуклідів у ґрунті і надходження їх у деревину залежить переважно від властивостей ґрунту (механічний склад, кислотність, вміст гумусу тощо), а також від біологічних особливостей видів рослин. Експериментальні дослідження свідчать, що у лісових масивах основна кількість радіонуклідів (понад 98%) зосереджені у нижній частині лісової підстилки і верхньому 10-ти сантиметровому шарі ґрунту [10].

Характер розподілу радіонуклідів (^{137}Cs , ^{90}Sr та ТУЕ) в екосистемах

соснових лісів визначається складним комплексом радіоекологічних, ценотичних, природних чинників, а також складом та формами Чорнобильських осадів. На разі на фоні зниження загальної густини радіоактивного забруднення відбулося вирівнювання різниці у розподілі радіонуклідів у лісових ґрунтах у різних частинах території ЧЗВ. Аналіз розподілу радіонуклідів за профілем ґрунтів у сухих та свіжих лісорослинних умовах показав, що їх вміст у поверхневому горизонті лісової підстилки (AoL) незначний: запас ^{137}Cs становить біля 1% ^{90}Sr – 0,4, $^{239+240}\text{Pu}$ – 0,8 від загального складу в ґрунті (табл. 1.4) [11].

Таблиця 1.4

Розподіл радіонуклідів у ґрунтах соснових лісів (% від загального вмісту)

| Шар | Віддаль від ЧАЕС | | | | | | |
|--|-----------------------|------------------|-------------------|------------------|-----------------------|------------------|-----------------------|
| | Південний схід, 20 км | | Схід, 10 км | | Північний захід, 5 км | | |
| | ^{137}Cs | ^{90}Sr | ^{137}Cs | ^{90}Sr | ^{137}Cs | ^{90}Sr | $^{239+240}\text{Pu}$ |
| AoL | 1,1 | 00,4 | 0,9 | 0,6 | 1,5 | 0,9 | 0,9 |
| AoF | 15,5 | 1,4 | 15,9 | 4,6 | 16,3 | 15,0 | 23,2 |
| AoH | 62,3 | 32,9 | 61,5 | 58,0 | 43,2 | 52,7 | 15,4 |
| 0–1 | 12,2 | 14,8 | 10,4 | 10,2 | 22,3 | 12,1 | 0,5 |
| 1–2 | 3,5 | 9,7 | 3,9 | 4,5 | 7,5 | 6,8 | 0,3 |
| 2–3 | 1,6 | 9,1 | 2,8 | 5,6 | 5,4 | 2,9 | 0,2 |
| 3–4 | 0,9 | 3,4 | 1,7 | 3,0 | 2,8 | 1,7 | 0,1 |
| 4–5 | 0,5 | 4,0 | 1,6 | 1,9 | 1,1 | 1,5 | 0,07 |
| 5–10 | 0,8 | 5,7 | 1,2 | 4,7 | 1,7 | 6,7 | 0,01 |
| Густина радіоактивного забруднення, кБк/м ² | 130 | | 340 | | 2100 | | |

Значно знизився вміст радіонуклідів і в органічному (ферментативному) шарі підстилки (AoF). З табл. 1.4 видно, що максимум вмісту ^{137}Cs відрізняється у гумусованому горизонті підстилки (AoH). Перерозподіл радіоактивного стронцію у профілі ґрунтів типових соснових лісів виражений більш різко. Екозапас у ферментному горизонті (AoF) у цілому нижче ніж ^{137}Cs . Максимум вмісту ^{90}Sr у підстилці соснових насаджень відхиляється в гумусовому шарі лісної підстилки.

Основна частина ізотопів плутонію утримується ферментативним і гумусовим шарами підстилки. Їх наявність у листовому горизонті (AoL)

обумовлена опаданням мертвої кори, якою вони адсорбувались. В цілому, у підстилці соснових насаджень знаходиться (50–90)% сумарного запасу радіоцезію, (40–75)% радіостронцію і до 99% ізотопів плутонію.

1.2. Аналіз еколого-радіаційних загроз від потенційно небезпечних об'єктів, розташованих у Чорнобильській зоні відчуження

1.2.1. Питання техногенної безпеки в процесі зняття ЧАЕС з експлуатації

Відповідно до чинних в Україні «Правил виведення енергоблоків ЧАЕС з експлуатації після видалення ядерного палива» передбачається забезпечення заходів, що виключають використання блоку в якості джерела енергії і гарантують безпеку персоналу, населенню і навколишньому середовищу [12]. Питання зняття з експлуатації ядерних установок з уран-графітовими реакторами є комплексом проблем, пов'язаних з необхідністю вибору оптимальних способів і методів поводження з РАВ. Енергоблоки РВПК-1000 відносяться до РНО і вимагають наявності й чіткого дотримання спеціально розробленої нормативно-технічної документації з метою мінімізації можливості виникнення і розвитку радіаційних аварій і надзвичайних ситуацій на них. На стадії підготовки енергоблоку до зняття з експлуатації проводиться ряд заходів, включаючи:

- видалення ядерного палива з активної зони реактора і приміщень енергоблоку АЕС;
- видалення радіоактивних робочих середовищ з обладнання і технологічних систем;
- видалення і переробку експлуатаційних РАВ;
- штатну дезактивацію устаткування, систем і будівельних конструкцій енергоблоку [13].

У зв'язку із завершенням терміну експлуатації ЧАЕС в результаті надзвичайних ситуацій техногенного характеру утворюється велика кількість графітових РАВ. Саме реакторний графіт становить більшу частину накопичених

твердих РАВ. Маса графітової кладки одного реактора, в залежності від його типу, становить 1,5–2,5 тис. т. Звідси можна зробити висновок, що загальна маса опроміненого графіту з 3-х блоків приблизно дорівнює 7,5 тис. т. Опромінений реакторний графіт поділяють на три основні групи:

- 1) графітові блоки активної зони (блоковий графіт);
- 2) графітові внутрішньоблокові втулки (втулковий графіт);
- 3) графіт, що забруднений посип'ями ядерного палива і продуктами поділу (радіонукліди, що потрапили в кладку під час протічках теплоносія та інциденти з розгерметизацією тепловиділяючих елементів (далі – ТВЕЛ) і попаданням матеріалів, що діляться, в кладку).

Опромінений графіт відноситься до категорії невикористовуваних РАВ і потребує індивідуального підходу під час вибору способів поводження з ним [13]. Нині перспективним стає розробка методів високотемпературної термічної обробки радіоактивного графіту, наприклад, спалювання, так як він забезпечує значне зменшення обсягу графітових відходів. Наразі пропонуються різні способи спалювання графіту: традиційне (окислення повітрям, киснем), в киплячому шарі, за допомогою газового лазера, газифікація графіту за допомогою перегрітої водяної пари (піроліз), а також окислення в розплавах лугів, хлоридів, карбонатів. За оцінкою фахівців спалювання відпрацьованого графіту дасть в результаті РАВ, готові для тривалого поховання, об'ємом (1–2)% від початкового об'єму графіту [13]. Особливістю уран-графітових реакторів є наявність великої кількості опроміненого графіту, забрудненого матеріалами, що діляться, вуглецем-14 і різними радіонуклідами. Радіоактивний графіт містить різні радіонукліди, продукти поділу, продукти корозії/активації, а також невелику кількість урану і елементів перетворення [14]. Графіт згодом накопичує в собі невелику кількість урану, елементів перетворення (^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{241}Am тощо), радіонукліди (такі, як тритій і ^{14}C), а також продукти поділу (^{137}Cs , ^{90}Sr й ін.).

Опромінений графіт несе потенційну небезпеку людям і навколишньому природному середовищу внаслідок накопичення в ньому триваложивучих радіонуклідів. Особливу небезпеку становить графіт, що містить вуглець-14,

період напіврозпаду якого становить 5790 ± 30 років, хлор-36 і тритій, що під час виходу в атмосферу можуть призвести до забруднення природних комплексів землі, так як вони входять до складу органічних і неорганічних речовин. Тому прийнятність викидів радіоактивних елементів для збереження навколишнього середовища є критерієм успішного розвитку процесу спалювання [15]. Радіоактивні елементи знищити спалюванням неможливо. Вони або залишаються з негорючою частиною відходів, або випаровуються в залежності від ступеня їх леткості. Газоподібні елементи конденсуються на більші частинки в потоці газів, що видаляються газоочисною системою.

На етапі припинення і зняття з експлуатації 1–3 енергоблоків ЧАЕС з ядерними реакторами типу РВПК-1000 існує ймовірність виникнення пожежі з обваленням будівельних конструкцій [16]. Пожежі на цьому об'єкті є небезпечним антропогенним фактором, здатним за короткий час різко змінити радіаційну обстановку на значній відстані від ЧАЕС. У процесі пожежі в навколишнє середовище будуть викидатися радіоактивні продукти горіння, концентрація яких у повітрі може в декілька разів перевищити припустимі радіаційні рівні [14]. Стохастичний характер процесів виникнення пожеж і вибухів на таких ПНО обумовлює необхідність проведення досліджень фізико-хімічних процесів, що можуть стати причинами радіаційних аварій, створення бази даних з оцінки і прогнозування післярадіаційного стану, а також з розробки управлінських рішень оперативно-тактичних завдань ПРП. Беручи до уваги виняткову важливість цих проблем необхідно провести моделювання варіантів виникнення і розвитку пожеж різних типів у приміщеннях енергоблоків, поведження радіонуклідів під час дії високих температур, міграції викидів РПЗ в атмосфері й інших середовищах (воді, ґрунті) [14, 15]. Необхідно провести ретельний і детальний аналіз досвіду зняття інших АЕС з експлуатації в провідних країнах світу, а саме:

- науково-технічної документації з пожежної і техногенної безпеки;
- інформації щодо нормативно-технічної документації, пожежного навантаження об'єкта, особливо ПММ і графітової кладки, що має властивості акумулювати енергію за рахунок ефекту Вігнера;

- стану існуючої системи протипожежного захисту;
- протипожежних заходів під час звільнення реакторів від ядерного палива, його перевезення і зберігання;
- проведення різних вогневих робіт;
- звільнення енергоблоків від вибухопожежнонебезпечних і пожежнонебезпечних речовин і матеріалів;
- зберігання, транспортування і спалювання горючих РАВ [13].

Попередня оцінка показала, що в результаті пожеж під час зняття ЧАЕС з експлуатації можливі наступні негативні наслідки:

- порушення стійкості внутрішніх будівельних і огорожувальних конструкцій, їх обвалення, що супроводжується викидом у навколишнє середовище значних кількостей радіоактивних речовин;
- порушення в роботі і навіть повний вихід з ладу систем контролю і підтримки ядерної і радіаційної безпеки, а також системи забезпечення, у першу чергу, електропостачання;
- створення загрози для життя і здоров'я персоналу ЧАЕС від впливу вогню, високих температур, швидкого поширення диму і продуктів горіння;
- збільшення дозових навантажень на персонал і особовий склад ПРП, що беруть участь у гасінні пожеж;
- втрата матеріальних цінностей.

Не виключений розвиток у будівлі ЧАЕС об'ємних пожеж, що можуть призвести до створення в повітряному просторі залу аерозолів продуктів розпаду і можливості виходу їх у навколишнє середовище. Тому постає важливе питання здійснення організаційно-технічних заходів, що відповідають зміненому стану ЧАЕС відносно забезпеченню пожежної і техногенної безпеки, утриманню ПРП і їх взаємодії з іншими аварійно-рятувальними службами, технічному забезпеченню систем протипожежного захисту та їх працездатності, навчанню персоналу правилам пожежної і радіаційної безпеки тощо. Так само залишаються не вирішеними проблеми, пов'язані з питаннями відключення систем безпеки під час демонтажу устаткування, особливості тактики ведення пожежно-рятувальних

робіт, тактики і складом речовин щодо гасіння ядерного палива, забезпечення персоналу засобами індивідуального захисту, проведення тренувань і навчань персоналу і ПРП, зростання кількості вогнебезпечних робіт, ролі людського фактора тощо.

1.2.2. Оцінка стану пожежної безпеки об'єкта «Укриття»

ОУ – це складна технічна споруда, що локалізує значну кількість радіоактивних речовин, які вийшли з-під контролю внаслідок аварії на 4-му блоці ЧАЕС у 1986 році. Його слід розглядати як особливу систему, що має кілька джерел небезпеки – ядерної, радіаційної, пожежної, загальнотехнічної, але включає в себе лише один захисний бар'єр – зовнішнє покриття (оболонку) без будь-яких внутрішніх інженерних протипожежних перешкод або розривів. Аналогів цієї споруди немає ніде у світі і вона не відповідає міжнародним вимогам щодо ядерної, радіаційної та загальнотехнічної безпеки [17].

Зовнішні захисні конструкції унеможливають вихід лише радіоактивних хімічних елементів, викид яких із зони реактора стався під час аварії. Загальна радіоактивність цих елементів становить більше 2,5 МКі, в тому числі ізотопів ^{137}Cs – 1,3 МКі та ^{90}Sr – 0,7 МКі. Наявне значне пожежне навантаження (майже 2000 т горючих матеріалів) [18–20]: низький рівень пасивного протипожежного захисту, огорожувальні конструкції мають невідомі показники вогнестійкості та неспроможні локалізувати пожежу, багато решток розгалуженої системи вентиляції, ліфтів, сходових маршів, а також кабельних каналів і шахт, що дозволяють швидке розповсюдження вогню.

Назагал це дає підстави стверджувати, що ймовірним є виникнення та швидке поширення пожежі на об'єкті, яка може призвести до руйнування фізичних перешкод, порушення герметичності та виходу радіоактивних продуктів горіння за межі об'єкта. Протягом 1986–2016 років на об'єкті сталося сім пожеж [21, 22]. Найбільш небезпечними з них були пожежі в приміщеннях 402/3; 403/3-4 і 805/3 (табл. 1.5).

Таблиця 1.5

Характеристики пожеж на ОУ

| Час | Місце загоряння | Горючий матеріал | Причина пожежі | Тривалість пожежі |
|---------------------------------|--|---|---|-------------------|
| 14 год 40 хв 23.05.1986 | Приміщення 402/3, 403/3-4, позн. 12.50 | Кабелі силових збірок, пластикат, мастильна олива | Коротке замикання в силовому кабелі | ~ 7 год |
| 17 год 53 хв 14.02.1988 | Приміщення 201/3, позн. 6.00 | Демонтована кабельна продукція, сміття і пластикат | Електрозварюва льні роботи | 1,5–2 год |
| 10 год 05 хв 19.02.1988 | Приміщення 207/4, позн. 6.00 | Дошки (відходи), сміття у вентиляційному коробі | Іскра від електро- зварювання | 0,5 год |
| 17 год 45 хв 17.10.1988 | Приміщення 402/3, позн. 12.50 | Будівельне сміття, пластикат | Електрозварюва льні роботи | 0,3 год |
| 1 год 00 хв 09.11.1992 | Приміщення Г-359/1, позн. 10.00 | Ізоляція кабелю приладу | Коротке замикання | 0,1 год |
| 8 год 25 хв 14.01.1993 | Приміщення 805/3, позн. 31.50 | Дерев'яні шпальні клітини та ізоляція кабелю в металевому коробі | Тепловий вплив електролампи тимчасового освітлення | > 6 год |
| 10 год. 20 хв. 23.02.1996 р. | Приміщення Г-284/4, позн. 5.80 | Будівельне сміття, пластикат | Іскра від електро- зварювання | 0,3 год |

Особливо складними були пожежі в приміщеннях 402/3, 403/3-4 та 805/3, що тривали близько 7 годин та в гасінні яких брали участь 282 особи, 47 з них одержали дозу опромінення більше 20 бер. Протипожежний стан об'єкта залишається тривожним, тому що зберігається велика кількість горючих матеріалів, зокрема [23, 24]: 170 т графітових блоків та їхніх уламків, близько 1400 т змішаних матеріалів, до складу яких входять 489 т каучуку та 140 т інших горючих полімерів, десятки тонн пірофорного пилу з палива та графіту, ізоляційні покриття кабельних систем, фарба на стінах та на технологічному обладнанні, більше 100 т горючих будівельних відходів (паперові й дерев'яні ящики, мішки, комбінезони тощо); більше 10 т горючого «сухого» залишку з органічних компонентів: полівінілового спирту (ПС-32, ВЛ-85-03), бутадієнстирольного

латексу (СКС-65гп) та сополімера акрилату, водні розчини яких використовувалися для придушення пилу. Всі горючі матеріали можна розділити на первинні та вторинні. До первинних належать матеріали, згадані вище, до вторинних – газоподібні продукти радіаційного розкладу води і полімерів, а також радіаційні пилоподібні матеріали. Аналіз характеристик більшості первинних горючих матеріалів не становить особливих труднощів, а вторинні вивчені недостатньо. Необхідно виконати глибші дослідження механізму утворення газоподібних продуктів і пилоподібних частинок, а також умов, за яких їх горіння та вибух піддаються регулюванню. Залишається не до кінця з'ясованою й роль води у процесах утворення вторинних горючих матеріалів. Крім того, під дією радіації із залишків реакторного графіту, ізоляції проводів, пластифікатів можуть утворюватися пожежовибухонебезпечні газу. Враховуючи, що в приміщеннях об'єкта міститься майже 2000 т органічних полімерних матеріалів (поліетилен, полівініловий спирт, полівінілхлорид тощо), в процесі їх деструкції також утворюються горючі й токсичні газу. Кількість їх залежить від структури полімерів, рівня радіації та інших складових процесів опромінювання. У табл. 1.6 представлено характеристики речовин та матеріалів, що є потенційними джерелами утворення вибухонебезпечних газів.

Таблиця 1.6

Характеристики речовин і матеріалів, що є потенційними джерелами утворення вибухонебезпечних газів

| Найменування речовини або матеріалу | Кількість, т (м ³) | Група забрудненості | Примітка |
|---|--------------------------------|---------------------|--|
| Паливомісткі матеріали | (192) | III | I група – слабоактивні (до 30 мбер/год); II група – середньоактивні (від 30 до 1000 мбер/год); III група – високоактивні (понад 1000 мбер/год) |
| Тепловиділяючі стрижні | 60 | III | |
| Окремі фрагменти твелів | 13–36 | III | |
| Паливний пил | ~40 | III | |
| Реакторний графіт | (320) | III | |
| Радіоактивна вода | (3100) | I–III | |
| Ізоляція кабелю | 250 | II–III | |
| Пластикат | 160 | II–III | |
| Будівельне сміття | ~10 | II–III | |
| Органічні компоненти системи пилопригнічення в сухому стані | 6 | II–III | |

У табл. 1.7 представлені результати розрахунку швидкості виходу водню під час взаємодії ядерного палива з водою.

Таблиця 1.7

Результати розрахунку швидкості виходу водню
під час взаємодії ядерного палива з водою

| Параметр | Питома активність, Бк/кг | | | Вихід радіометричного водню, м ³ /год |
|---------------|--------------------------|-------------------|------------------|--|
| | q_{α} | q_{β} | q_{γ} | |
| Ядерне паливо | $6,52 \cdot 10^3$ | $8,31 \cdot 10^3$ | $4,1 \cdot 10^5$ | $5,5 \cdot 10^{-4}$ |
| Паливний пил | $3,65 \cdot 10^3$ | $4,28 \cdot 10^3$ | $3,6 \cdot 10^5$ | $1,4 \cdot 10^{-4}$ |
| ПММ | $5,2 \cdot 10^2$ | $7,9 \cdot 10^2$ | $2,0 \cdot 10^4$ | $9,8 \cdot 10^{-4}$ |

З табл. 1.7 видно, що сумарний вихід радіолітичного водню не перевищує $1,4 \cdot 10^{-4}$ м³/год з площі поверхні води 1 м² над паливним пилом, що злежався, і $5,5 \cdot 10^{-4}$ м³/год над шаром ядерного палива. Для води, що міститься в порах і тріщинах ПММ вагою в 1 т, швидкість утворення водню не перевищує $9,8 \cdot 10^{-3}$ м³/год. Велику пожежну небезпеку становить також радіоактивний пил з палива та графіту. За оцінками експертів у приміщеннях об'єкта накопичилося близько 10 т такого пилу, що перебуває як в осілому, так і в збуреному стані. Натуральні дослідження доступних місць об'єкта показали, що радіоактивний пил є в шахті і колишньому реакторі та приміщеннях під ним (540/2, 305/2), у південних та північних барабанах-сепараторах і на покрівлі, під західною стіною об'єкта [25]. До радіоактивного пилу належать частинки паливної матриці з леткими радіонуклідами (ізотопи цезію, рутенію та ін.), що за розміром поділяються на великі (10–30) мкм, середні (5–10) мкм і дрібні (1–5) мкм, а також тверді частинки, радіоактивність яких обумовлена адсорбцією осколичних радіонуклідів [26]. Такий пил є пожежонебезпечним. Для пилу, що перебуває в збуреному стані, нижня концентраційна межа спалахування становить (29–32) г/м³, а температура спалахування – (700–800) °С. Коли він перебуває в осілому стані, то має температуру спалахування (160–230) °С, а температуру самоспалахування – (550–620) °С [27].

Результати наведених вище досліджень можна використати для оцінки

безпеки ряду приміщень за консервативним методом. В цілому результати аналізу дозволили узагальнити дані щодо пожежної навантаги і рівня пожежовибухонебезпеки приміщень об'єкта, що в подальшому можна використовувати для оцінки ризику появи техногенної аварії та її екологічних наслідків.

1.2.3. Проблеми поводження з радіоактивними відходами

В Україні РАВ є в наявності на чотирьох АЕС, в шістьох сховищах державних міжобласних спеціалізованих комбінатів «Радон», п'яти сховищах військово-промислового комплексу, в 30-кілометровій ЧЗВ, в пунктах перебування відходів дезактивації, у медичних установах, промислових підприємствах та науково-дослідних лабораторіях (рис. 1.1).



Рис. 1.1. Схема розміщення РНУ в Україні

Основними виробниками РАВ є АЕС. В середньому на українських АЕС на 1 млрд·кВт·год виробленої електроенергії, залежно від типу реактора, утворюється до 27 м³ ТРВ та 35 м³ РРВ [28]. На майданчиках АЕС

експлуатуються штатні сховища тривалого зберігання низько-, середньо- та високоактивних ТРВ, сховища тривалого зберігання РРВ, установки сортування ТРВ, установки спалювання ТРВ та мастил, пресування ТРВ, глибокого упарювання, дезактивації обладнання тощо.

Відпрацьоване ядерне паливо (далі – ВЯП) реакторів ВВЕР-440 і ВВЕР-1000 АЕС України після зберігання в басейнах витримки, що є на кожному енергоблоці АЕС, повинні вивозитись до ЧЗВ в Централізоване сховище відпрацьованого ядерного палива (далі – ЦСВЯП). Виключення становить Запорізька АЕС, на майданчику якої споруджено сховище для «сухого» контейнерного зберігання ВЯП ВВЕР-1000 [29]. Всього на діючих реакторних блоках ВВЕР-440 та ВВЕР-1000, з урахуванням продовження проектного терміну їх експлуатації на 20 років, може бути напрацьовано до 17,5 тис. т ВЯП.

Відповідно до українського законодавства РАВ тимчасово зберігаються у виробника до передачі на захоронення [30]. Для тимчасового зберігання РАВ служать спеціальні об'єкти (сховища), що забезпечують їх ізоляцію від навколишнього середовища, фізичний захист і радіаційний моніторинг, а також можливість подальшого вилучення, переробки, перевезення та захоронення. Проектом АЕС передбачається спорудження сховищ для тимчасового зберігання РАВ різних типів та категорій. Обсяг сховищ має забезпечувати зберігання проектних об'ємів РАВ, що утворюються протягом проектного терміну експлуатації АЕС. Приймаючи рішення про можливість продовження терміну експлуатації енергоблоків, враховують наявність достатніх вільних об'ємів ВЯП.

В процесі зняття з експлуатації ЧАЕС в ході поточної підготовчої стадії споруджуються і вводяться в експлуатацію об'єкти для поводження з РАВ, накопичених на ЧАЕС і утворення яких очікується під час зняття станції з експлуатації [31–33]. Приблизно 2,5 тис. т ВЯП утворилось в ході експлуатації реакторів РВПК-1000. В ОУ і на його проммайданчику зосереджено від $4,0 \cdot 10^5$ до $1,74 \cdot 10^6$ м³ РАВ. Станом на початок 2015 р. їх загальна активність становила приблизно $4,1 \cdot 10^{17}$ Бк (перераховано на основі даних [34]). Понад 10% загального обсягу РАВ ОУ є високоактивними відходами – переважні обсяги, що

представлено бетоном, металевими конструкціями та обладнанням, матеріалами засипки шахти реактора. Близько 2,8 тис. т високоактивних відходів являють собою ПММ, в тому числі: лавоподібні ПММ, фрагменти активної зони реактора, реакторний графіт, паливний пил. В ОУ відбувається постійне накопичення вод атмосферного, ґрунтового, конденсаційного та технологічного походження. В результаті взаємодії води з радіоактивними матеріалами утворюються РРВ. З приміщень ОУ, до яких є доступ, щорічно відкачується до 900 м³ РРВ, що транспортуються до системи переробки і зберігання РРВ на ЧАЕС [35].

Станом на 2016 р. загальна кількість РАВ у ЧЗВ (без ОУ) складає близько 2,8 млн м³. З них в пунктах захоронення РАВ та пунктах тимчасової локалізації РАВ знаходяться понад 2,0 млн м³ РАВ із загальною активністю близько $7,4 \cdot 10^{15}$ Бк. Загальна активність радіоактивних речовин в природних об'єктах ЧЗВ (у поверхневому шарі ґрунту, донних відкладах водойм, рослинності тощо) становить понад $8,5 \cdot 10^{15}$ Бк [36]. Загальний обсяг радіоактивно забруднених матеріалів, зосереджених в ЧЗВ, сягає 11 млн м³ [34].

В Україні знаходиться уранодобувна і переробна промисловість, де накопичено близько 65 млн т твердих низькоактивних відходів. За даними МОЗ України в країні налічується близько 5 тисяч підприємств, установ і організацій, де використовують різні джерела іонізуючого випромінювання [37]. В лікувально-профілактичних установах експлуатується 10 280 рентгенодіагностичних, 254 рентген-терапевтичних і 118 гамма-терапевтичних установок, 6 медичних ізотопних апаратів. На промислових підприємствах використовують 550 гамма-дефектоскопів і радіоізотопних приладів: перша група – 85000, друга – 5200, третя – 15000, установки для опромінення з джерелом ⁶⁰Со, термоелектричні установки з джерелом ⁹⁰Sr і пересувні установки для геологорозвідувальних цілей з джерелом ²⁴¹Am/Be. Середньорічна сумарна активність радіоактивних матеріалів та джерел у промислових і медичних цілях може складати близько 10^{16} Бк, що не виключає виникнення радіаційних аварій, пов'язаних з радіоактивним забрудненням довкілля і опроміненням персоналу і населення в цілому. В табл. 1.8 наведено загальний обсяг ТРВ, накопичених в нашій державі.

Таблиця 1.8

Загальні обсяги ТРВ, накопичених в Україні

| Місце знаходження РАВ | Обсяг, тис. м ³ | % загального обсягу |
|--|----------------------------|---------------------|
| ЗАЕС, ПУАЕС, ХАЕС, РАЕС | 33,2 | 1,2 |
| 1, 2, 3 блоки ЧАЕС | 2,5 | 0,15 |
| ОУ | 600 | 22,0 |
| ЧЗВ (без ОУ) | 1910 | 70,01 |
| Пункти захоронення відходів дезактивації | 171 | 6,3 |
| Сховища спецкомбінатів УкрДО «Радон» | 5,0 | 0,2 |
| Дослідницький ядерний реактор (м. Київ) | 3,0 | 0,14 |

Аналіз даних, наведених у табл. 1.8, доводить, що в Україні підлягають захороненню від 3,3 до 4,6 млн м³ РАВ. З них від 2,9 до 4,2 млн м³ мають чорнобильське походження і знаходяться в ЧЗВ. Отже їх частка складає близько 90% за об'ємом і приблизно 10–15% за активністю від загального об'єму і активності РАВ в Україні. Більшість відходів (до 97–98%) можуть бути поховано у поверхневих сховищах і лише близько 75000 м³ РАВ належать до типу тривалоіснуючих, отже мають бути поховані у геологічному сховищі.

СВЯП – об'єкт, на якому зберігають, переробляють, використовують або транспортують відпрацьовані тепловиділяючі збірки (далі – ВТВЗ) в нормальних і аварійних умовах, на якому у випадку його руйнування може статися опромінення іонізуючим випромінюванням людей та/або радіоактивне забруднення навколишнього природного середовища. «Мокре» сховище є об'єктом тимчасового зберігання ДСП ЧАЕС. Однак ряд труднощів в ході будівництва «сухого» сховища СВЯП-2, місця постійного зберігання ВЯП, привів до затягування термінів введення в експлуатацію даного об'єкта.

Основною гарантією можливості тривалого зберігання ВЯП у воді басейну витримки (далі – БВ) СВЯП є збереження цілісності бар'єрів безпеки, що запобігають поширенню радіоактивності в навколишнє середовище протягом всього терміну експлуатації. В цьому разі на тлі необхідності дотримання термінів реалізації державних завдань щодо зняття з експлуатації, БВ використовується з метою поводження та зберігання ВЯП і в даний час. Встановлений проектом

термін експлуатації СВЯП-1 з високою достовірністю дає впевненість, що критичній елемент БВ за умови відповідного технічного обслуговування, ремонтів і експлуатаційного контролю, протягом цього терміну буде відповідати критеріям ядерної, радіаційної та екологічної безпеки. Подальше використання БВ за призначенням після досягнення проектного строку експлуатації можливе лише у разі внесення змін до ліцензії на право здійснення діяльності «експлуатація ядерної установки», що стосуються строків експлуатації СВЯП-1, які входять до комплексу обслуговування і зазначені в ліцензії. Експлуатація у надпроектний термін може бути дозволена тільки за умови, що рівень безпеки БВ є не нижчим, ніж встановлений в чинних нормах і правилах з ядерної і радіаційної безпеки. Слід зазначити, що проектний термін експлуатації СВЯП-1 закінчився в 2016 році. З іншого боку, оскільки сховище проектувалося в 1970–1980 роки, то початково в проекті були закладено вимоги нормативних документів, що діяли на той період часу. Необхідно було усунути окремі протиріччя в системі нормативних актів, що регламентують поведження з ВЯП, які не відповідають чинному законодавству України та здатних привести до негативних наслідків. Основною причиною протиріч, що виникли, є використання застарілих нормативних документів, розроблених без урахування сучасної нормативно-правової бази України у сфері поведження з ВЯП і у сфері радіаційної та екологічної безпеки. На сьогодні СВЯП-1 не в повній мірі задовольняє вимоги чинних міжнародних та національних норм і правил з ядерної, радіаційної та екологічної безпеки.

Аварії на СВЯП, розташованих на території АЕС, є малоймовірними, але цілком можливими подіями. Про це свідчить світовий досвід, зокрема: короткочасна (близько доби) втрата охолодження басейнів з ВЯП на підприємстві з переробки палива в Селлафілді (Великобританія) [38], а також тривала втрата охолодження приреакторних басейнів на енергоблоках АЕС «Фукусіма-1» [39]. Як відомо, її наслідки були вкрай важкими: повна втрата (випарювання) води з басейну, перегрів цирконієвих оболонок тепловиділяючих елементів, пароцирконієва реакція з виділенням водню, утворенням гримучої суміші,

вибухом і забрудненням доквілля продуктами аварії.

Нині більша частина ВЯП АЕС знаходиться в умовах так званого «мокрого» зберігання в СВЯП. Це басейни, через які прокачується вода, що нагрівається теплотою залишкового енерговиділення ВЯП і яка охолоджується потім в теплообмінниках зовнішньої системи охолодження. СВЯП «мокрого» типу розташовуються на території АЕС та призначено для подальшої хімічної переробки ВЯП або для його «остаточного» поховання. Одночасно в одному СВЯП може зберігатися до декількох десятків тисяч ВТВЗ. Так, наприклад, за період експлуатації блоків ЧАЕС в генеруючому режимі на майданчику накопичено понад 21 тис. відпрацьованих паливних збірок. Це паливо знаходилося на зберіганні в приреакторних басейнах витримки 1, 2 і 3 блоків з розміщенням за проектною схемою, а також в чотирьох відсіках СВЯП-1. 5-й відсік СВЯП-1 до певного моменту вважався резервним.

Станом на кінець 2005 р. загальна кількість ВТВЗ на ЧАЕС становила 21 284 одиниці, 68 невідпрацьованих тепловиділяючих зборок та 3 неопромінених ТВЕЛ загальною масою уранової суміші 2393 т. У будівлі сховища свіжого палива знаходилося 68 невідпрацьованих тепловиділяючих зборок та 3 неопромінених ТВЕЛ. В активних зонах реакторів 1 та 3 енергоблоків знаходилося 2 375 ВТВЗ, в БВ блоків 1, 2, 3 знаходилося 3306 ВТВЗ. Взагалі на енергоблоках знаходилося 5681 ВТВЗ. В БВ СВЯП зберігалось 15603 ВТВЗ.

Станом на кінець 2010 року в басейнах витримки блоків №№ 1–2 ДСП ЧАЕС зберігалось 2720 ВТВЗ. З них 1365 – у БВ 1-го блоку, 1355 ВТВЗ – у БВ блоку № 2. Станом на початок 2015 року на майданчику ЧАЕС зберігалось 21284 ТВЗ. З них в БВ СВЯП-1 – 21 231 ВТВЗ, в БВ енергоблоку № 1 – 32, а в енергоблоку № 2 – 20 пошкоджених тепловиділяючих збірки.

Потужність тепловиділення однієї ВТВЗ відносно невелика, наприклад для СВЯП ЧАЕС – від 30 до 80 Вт в залежності від проміжку часу, що пройшов після вивантаження з реактора. Однак за наявністю великої кількості ВТВЗ загальна потужність тепловиділення в сховищі виявляється достатньою, щоб у разі припинення примусової циркуляції води через відсіки басейну температура води

через кілька діб досягла високих значень, за яких інтенсивність випаровування стає неприпустимо великою.

В Україні діють РНО, на яких досі продовжують накопичуватися РАВ різного виду. Однією з найважливіших умов подальшого розвитку РНО є розв'язання проблеми безпечного поводження з РАВ. До РАВ належать «матеріальні об'єкти та субстанції, активність радіонуклідів або радіоактивне забруднення яких перевищує межі, встановлені діючими нормами, за умови, що використання цих об'єктів та субстанцій не передбачається» [40]. РАВ утворюються в рамках широкого спектра видів діяльності, в яких застосовуються різні радіоактивні матеріали, пов'язані, наприклад, з експлуатацією ядерних установок, використанням закритих радіоактивних джерел в промисловості, застосуванням антропогенних радіонуклідів у лікарнях і лабораторіях, а також зняттям таких установок з експлуатації, видобутком корисних копалин, виробництвом мінеральних добрив тощо. Велике розмаїття РАВ зумовлює значні відмінності процесів поводження з ними. Об'єм утворення РАВ, їх номенклатура, типи та види (морфологічний та радіонуклідний склад, активність, інші фізико-хімічні характеристики) залежать від видів практичної діяльності.

Основні принципи державної політики у сфері поводження з РАВ визначено Законом України «Про поводження з радіоактивними відходами» та Державною програмою поводження з радіоактивними відходами, що затверджена постановою Кабінету Міністрів України № 2015 від 25 грудня 2002 р. Відповідно до принципів державної політики визначено такі основні напрями діяльності [41, 42]: централізація розміщення установок з поводження з РАВ та їх сховищ, перетворення зруйнованого 4-го енергоблоку ЧАЕС на ЕБС, створення і функціонування єдиної державної системи обліку та контролю РАВ, створення геологічного сховища для захоронення тривалоіснуючих та високоактивних РАВ, розроблення нових та впровадження передових технологій поводження з РАВ, науково-технічна та інформаційна підтримка робіт у сфері поводження з РАВ, розвиток нормативно-правової бази з питань поводження з РАВ, розширення міжнародного співробітництва у сфері поводження з РАВ.

За останнє десятиліття в Україні прийнято законодавчі акти загального характеру, спрямовані на забезпечення ядерної та радіаційної безпеки. Вони містять не тільки загальні положення правової системи щодо запобігання шкідливого впливу господарської та іншої діяльності, а й окремі положення, що стосуються дотримання безпеки в процесі поводження з РАВ [30, 43]. Ряд положень законів [44, 45] відображує існуюче в Україні прагнення до гармонізації підходів до дотримання безпеки під час поводження з РАВ з прийнятими міжнародною спільнотою принципами і критеріями безпеки.

За роки незалежності в Україні проведено певну роботу з розбудови загальнодержавної системи поводження з РАВ. Прийнято основні закони, розроблено необхідні нормативні документи, що регулюють діяльність фізичних, юридичних осіб і органів державного управління. Однак далеко не всі проблеми знайшли належне розв'язання. Вони рівною мірою супроводжують діяльність, пов'язану з поводженням як з відходами ядерної енергетики, так і з РАВ техногенного походження. Серед проблем, що необхідно розв'язати для суттєвого покращення стану справ у сфері поводження з РАВ, можна виділити загальнодержавні, нормативно-правові, міжвідомчі і технічні.

Після підписання у 1968 році міжнародного договору про нерозповсюдження ядерної зброї (далі – ДНЯЗ) між США і СРСР передбачалося організацію контролю за його виконанням через систему гарантій і контролю ядерних матеріалів Міжнародним агентством з атомної енергії (далі – МАГАТЕ), штаб-квартира якої розташована у Відні (Австрія) [46]. Створення і впровадження такої міжнародної системи контролю ядерних матеріалів у світі являє собою новий елемент у практиці міжнародних відносин і пов'язано з вирішенням низки складних науково-технічних і організаційних проблем. Вирішення цих проблем проводиться і зараз (Північна Корея, Іран та ін.) в обстановці гострої політичної боротьби, що в значній мірі поглиблює технічні труднощі організації і впровадження такої системи контролю.

Наприкінці 70-х років під егідою МАГАТЕ розроблено «Конвенцію про фізичний захист ядерного матеріалу», що було затверджено Радою управляючих

28 жовтня 1979 року, відкрита для підписання 3 березня 1980 року і вступила в силу 8 лютого 1987 року. Станом на 1 лютого 2004 року її учасниками були 96 держав, у тому числі й Україна. Конвенція застосовується до ядерних матеріалів, що використовуються в мирних цілях і знаходяться в процесі міжнародної перевірки. Конвенція (0/INFCIRC/274) зобов'язала сторони-учасників:

- приймати оговорені міри та дотримуватися встановлення норми фізичного захисту в процесі міжнародних перевозок ядерних матеріалів;
- співробітничати у забезпеченні повернення і захисту викрадених ядерних матеріалів;
- вважати карними правопорушеннями певні дії з незаконного використання чи погрози незаконного використання ядерних матеріалів з метою нанесення збитку населенню;
- видавати чи переслідувати у судовому порядку осіб, які звинувачуються в таких діях.

Загальна схема контрольного механізму ДНЯЗ представлена на рис. 1.2 [47].



Рис. 1.2. Схема контрольного механізму ДНЯЗ

В 1993 році МАГАТЕ видало документ «Фізичний захист ядерного матеріалу» INFCIRC/225/Rev.3, була розроблена «Угода між Україною і МАГАТЕ про застосування гарантій у зв'язку з Договором про нерозповсюдження ядерної зброї», а в 1994 році між Україною і МАГАТЕ було прийнято Домовленість про застосування гарантій до всіх видів ядерних матеріалів щодо всієї мирної діяльності України (здійснено у Відні 28 вересня 1994 року) INFCIRC, № 462 (Постанова КМ України від 12.01.95 № 12). У 1994 році під час взаємодії з іншими Міжнародними організаціями було розроблено «Основні Міжнародні стандарти безпеки радіоактивних джерел і захист від радіації» [48].

У 1995 році був затверджений «План заходів щодо реалізації Угоди між Україною та МАГАТЕ про застосування гарантій до всього ядерного матеріалу в усій мирній діяльності України» розпорядженням Кабінету Міністрів України від 19.04.95 № 239-р. У 1998 році було прийнято «План дій у галузі безпеки радіоактивних джерел», що був реалізований в 1999 році у вигляді Кодексу з поводження з радіоактивними джерелами. У листопаді 2001 року Агентство розробило попередній «План дій з боротьби з ядерним тероризмом», який передбачає підвищення ефективності фізичного захисту ядерних матеріалів і ядерних установок, протидія незаконному поводженню з ядерними матеріалами, вдосконалення державної системи обліку і контролю ядерних матеріалів, забезпечення безвідмовності джерел радіоактивного випромінювання. За оцінкою спеціалістів МАГАТЕ у більш ніж 100 країнах відсутній адекватний (доступний і надійний) контроль і облік за ядерними матеріалами, необхідні програми для відвернення крадіжок і виявлення зниклих радіоактивних джерел.

Зараз у світі нараховується близько 20 тисяч приватних компаній, фірм, науково-дослідних і медичних установ, що працюють із значною кількістю радіоактивних матеріалів. За даними регулюючих органів ЄС у Євросоюзі щорічно зникають біля 70 джерел радіоактивності, близько 30000 радіоактивних джерел, що експлуатуються, мають недостатній рівень фізичного захисту, не налагоджені в потрібному обсязі облік і контроль радіоактивних матеріалів [49].

В США Комісія з ядерного регулювання щорічно отримує близько 200

повідомлень про загублення, викрадення чи залишення радіоактивних джерел на території країни. У країнах СНГ щорічна кількість інцидентів несанкціонованого поводження з ядерними матеріалами складає в середньому близько 30 і більше випадків, з них більшість відноситься до Росії, України, Грузії, Молдови. В цих країнах нічийними вважаються до 300 радіоактивних джерел. У зв'язку з проблемою несанкціонованого поводження з радіоактивними джерелами МАГАТЕ з 1992 року почало збирати інформацію і створило базу даних за випадками незаконного поводження з радіоактивними джерелами і матеріалами. Нині учасниками бази даних Агенства є 70 держав і в цій базі є більше 500 випадків, безпосередньо пов'язаних з незаконним поводженням з ядерними матеріалами.

Як відомо в даний період 72 держави, включаючи Україну, виступили з політичними зобов'язаннями про підтримку «Кодексу поведінки із забезпечення і збереження радіоактивних джерел» [50], виданого МАГАТЕ в 2004 році, та про свої наміри здійснювати роботу з метою дотримання його керівних принципів. Всі наступні документи МАГАТЕ з питань безпеки і збереження джерел певною мірою розвивають окремі положення цього базового документа.

Згідно з нормативними документами [51–53] радіаційною аварією вважається будь-яке непередбачена подія на об'єкті з радіаційною чи радіаційно-ядерною технологією, за якої відбулася втрата регулюючого контролю над джерелом іонізуючого випромінювання і у зв'язку з цим – реальне чи потенційне опромінення людей. До промислових радіаційних аварій відносяться втрата чи крадіжка джерела випромінювання чи захисного блоку з джерелом, виявлення неврахованого джерела іонізуючого випромінювання. За роки незалежності в Україні зареєстровано більш, ніж десять спроб вивозу за кордон радіоактивних матеріалів [54]. Щорічно тут реєструють до 20-ти випадків незаконного поводження з радіоактивними матеріалами. Кількість злочинів, зареєстрованих органами МВС України згідно Кримінального кодексу України за різними його статтями, складає [55]: 75% – порушення правил поводження з вибуховими, легкозаймистими речовинами, а також радіаційними матеріалами (ст. 267 КК),

20% – порушення правил ядерної і радіаційної безпеки (ст. 274 КК), 5% – загроза крадіжки та використання радіоактивних матеріалів (ст. 274 КК).

Вельми нестабільною є ситуація з радіаційними аваріями радіоактивних матеріалів у нашої північно-східної сусідки. Протягом останніх десятиліть на території Російської Федерації (далі – РФ) періодично відбуваються акти незаконного поводження з ядерними матеріалами чи радіоактивними речовинами (ст. 220 КК РФ). В табл. 1.9 наведено статистика зареєстрованих актів незаконного поводження з ядерними або радіоактивними матеріалами в РФ за 1991–2003 рр. [56].

Таблиця 1.9

Статистика кількості актів незаконного поводження з ядерними матеріалами або радіоактивними речовинами у РФ за 1991–2003 роки

| Стаття кримінального кодексу РФ | Роки | | | | | | | | | | | | |
|---|---------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|---------------|-----------------|-----------------|---------------|---------------|---------------|
| | 1991 | 1992 | 1993 | 1994 | 1995 | 1996 | 1997 | 1998 | 1999 | 2000 | 2001 | 2002 | 2003 |
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 |
| Незаконне придбання, зберігання, використання, передача або розповсюдження радіоактивних матеріалів (ст. 223 ²) | $\frac{1}{1}$ | $\frac{5}{1}$ | $\frac{20}{13}$ | $\frac{37}{32}$ | $\frac{26}{19}$ | $\frac{48}{21}$ | – | $\frac{6}{4}$ | $\frac{15}{22}$ | $\frac{23}{19}$ | – | – | – |
| Розкрадання радіоактивних матеріалів (ст. 223 ³) | $\frac{3}{2}$ | $\frac{70}{51}$ | $\frac{27}{18}$ | $\frac{16}{17}$ | $\frac{11}{12}$ | $\frac{7}{4}$ | $\frac{21}{15}$ | – | $\frac{33}{18}$ | $\frac{5}{21}$ | $\frac{6}{3}$ | $\frac{4}{1}$ | $\frac{4}{2}$ |
| Погроза здійснення розкрадання радіоактивних матеріалів та їх використання (ст. 223 ⁴) | – | $\frac{1}{1}$ | $\frac{3}{2}$ | $\frac{2}{1}$ | $\frac{5}{3}$ | $\frac{2}{1}$ | $\frac{1}{1}$ | $\frac{3}{2}$ | $\frac{6}{4}$ | $\frac{4}{1}$ | $\frac{4}{2}$ | $\frac{7}{6}$ | – |

Примітка: чисельник – кількість значень; знаменник – число виявлених осіб; прочерк – даних немає.

Аналіз даних, наведених у табл. 1.9, свідчить про тенденцію зростання кількості зареєстрованих злочинів з радіоактивними матеріалами і числа їх учасників. Піки активності злочинів припадають на 1994–1996 і 1999–2000 роки. Зростання кримінальної активності у виявлених осіб у ці періоди можна пояснити наступним [57]: збройними конфліктами з Чеченською Республікою і протистоянням з Грузією, наявністю значної кількості безробітних у колишніх закритих містечках атомників, скороченням кількості працівників ВПК і невиконанням обіцянок влади щодо забезпечення військовослужбовців і обслуговуючого персоналу житлом і зниження їх життєвого рівня та соціальної захищеності, зміною соціально-політичної обстановки і пріоритетів у держави, зміною форм власності після розпаду СРСР, а з іншої сторони [58] фізичне і моральне старіння систем обліку, контролю і фізичного захисту радіоактивних матеріалів, порушення і розрив зв'язків у роботі спецслужб різного рівня і призначення, відсутність належного фінансування на обслуговування спеціальних систем безпеки, обумовленість можливості розкрадання радіоактивних матеріалів.

Реформування в РФ атомної галузі та ВПК в останні роки потребувало корекції та вдосконалення законодавчої і нормативно-технічної бази, що визначає принципи державного обліку і контролю ядерних матеріалів. У 1996 році була прийнята постанова Уряду РФ «Про концепцію системи державного обліку і контролю ядерних матеріалів» від 14.10.1996 № 1205 і потім – «Про затвердження Правил організації системи державного обліку і контролю ядерних матеріалів» від 10.07.1998. № 746, «Про порядок введення державного обліку і контролю ядерних матеріалів» від 15.12.2000 № 962, «Про затвердження Положення про систему державного обліку і контролю ядерних матеріалів» від 06.05.2008 № 352.

На стадії погодження знаходиться нова редакція федеральних норм і правил у галузі використання атомної енергії «Основні правила обліку і контролю ядерних матеріалів», що в значній мірі відрізняються від чинного документу. В новій редакції Закону «Про використання атомної енергії» від 21.11.1995 № 17-ФЗ стаття 22 викладена в наступній формі: «Ядерні матеріали, радіоактивні речовини, радіоактивні відходи незалежно від форм власності мають бути одиницями

державного обліку і контролю в системі державного обліку і контролю радіоактивних матеріалів для визначення наявної кількості цих матеріалів місцях їх знаходження, забезпечення відсутності втрат, несанкціонованого використання і крадіжок, надання органам державної влади і органам державного регулювання безпеки інформації про наявність і переміщення радіоактивних матеріалів, а також їх експорту й імпорту».

На 7-му засіданні Комісії представників держав СНД (Київ, Україна, 1998 р.) було розглянуто питання щодо включення положень Кодексу поведіння в практику регулювання радіаційної безпеки і збереження радіонуклідних джерел у країнах СНД. Були прийняті наступні рекомендації:

- про проведення категоризації за потенційною небезпекою закритих радіонуклідних джерел, які використовують у різних видах практичної діяльності в організаціях і на підприємствах держав СНД, на основі відповідних документів МАГАТЕ [59–61];

- про розробку і введення національних стратегій безпеки і збереження радіонуклідних джерел на підприємствах держав СНД на основі рекомендацій відповідних документів МАГАТЕ;

- про вдосконалення системи контролю за імпортом/експортом радіонуклідних джерел на основі відповідних документів МАГАТЕ;

- про створення національних систем (реєстрів) обліку і контролю радіонуклідних джерел «Системи державного обліку і контролю радіонуклідних джерел і радіонуклідних відходів»;

- про створення ефективних систем оповіщення про втрату контролю над радіонуклідними джерелами і програм посилення контролю за їх пересуванням через національні кордони.

На початковому етапі становлення України як держави правове регулювання в сфері спеціальної безпеки і фізичного захисту радіоактивних матеріалів базувалося на нормативних документах колишнього СРСР, що були введені в дію наказом № 1 Держатомнагляду від 01.01.1992 [62]. Першими законодавчими актами України в області організаційно-правових, оперативно-

пошукових і інженерно-технічних заходів в області спеціальної безпеки були Закони України «Про міліцію» від 20.12.1991 (із змінами і доповненнями від 22.04.1993), «Про службу безпеки України» від 25.03.1992, «Про оперативно-пошукову діяльність» від 18.02.1992 та ін. Для ефективного регулювання в галузі нерозповсюдження радіоактивності було прийнято постанови Кабінету Міністрів України «Про затвердження Положення про порядок контролю за експортом, імпортом і транзитом товарів, що стосуються ядерної діяльності та можуть бути використанні у створенні ядерної зброї» від 12.03.1996 № 302, «Перелік матеріалів, а також обладнання, матеріалів і технологій подвійного використання, порядок ліцензування, квотування, продажу і купівлі технологій, обладнання подвійного призначення. Експортний контроль ядерних матеріалів, технологій і товарів» від 15.02.2001 р. № 185, а також «Інструкція про порядок видачі суб'єктам підприємницької діяльності ліцензій на закупівлю, володіння, збут, експлуатацію та використання джерел іонізуючого випромінювання, умови і правила контролю за використанням цих правил», затверджена Мінекобезпекою України від 24.02.1997 № ЛП-8-21. У даних документах до обладнання, технологіям і матеріалам подвійного призначення відносяться: уран із збагаченням 20% і більше, плутоній, а також уран-плутонієве ядерне паливо, установки для переробки опроміненого ядерного палива, установки для розділення ізотопів урану, технології і пристрої для виробництва важкої води, установка для конверсії збагаченого урану і плутонію, основні компоненти таких установок і технології, пов'язані з цими установками. У наведених вище Постановах були поставлені наступні задачі:

- створити систему нормативно-технічної документації у сфері спеціальної безпеки і фізичного захисту, яка б відповідала міжнародним стандартам;
- розробити єдину систему обліку і контролю радіоактивних матеріалів, що б вміщувала використання сучасних методів і засобів змін і реєстрації наступних параметрів: вага, ізотопний склад, активність, збагачення, габарити і т.п., їх метрологічні і методичне забезпечення з прив'язкою до державних і міжнародних еталонів вимірювань;

- розграничити функції, права і обов'язки органів державного контролю, нагляду і управління, ліцензування діяльності в сфері охорони, безпеки і фізичного захисту;

- установити порядок, необхідну періодичність і час інвентаризації, розробити вимоги до облікової документації і порядок їх перевірки та експертизи;

- розробити автоматизовану систему інформаційного забезпечення фізичного захисту на основі сучасних комп'ютерних технологій, що буде забезпечувати збір, обробку і обмін інформацією на різних рівнях систем обліку і контролю за випадками незаконного поводження з радіоактивними матеріалами.

Метою розробки ряду нормативно-технічних документів, що регламентують поводження з радіоактивними матеріалами, є:

- створення умов, які зводили б до мінімуму можливість несанкціонованого вилучення ядерних матеріалів, можливість здійснення і наслідків актів саботажу і ядерного тероризму;

- зведення до мінімуму спроб несанкціонованого доступу сторонніх осіб на території, яка охороняється, чи приміщення з особливо важливими системами безпеки, розпізнання і попередження виникнення ядерних і радіаційних аварій з причини диверсії чи саботажу з боку персоналу чи сторонніх осіб;

- вимірювання і перевірка наявних кількостей і оцінка балансу ядерного матеріалу, цілісність радіоактивних матеріалів і попередження їх крадіжок, розкриття злочинних посягань;

- встановлення основних вимог до забезпечення фізичного захисту ядерних матеріалів під час їх використання, зберіганні і перевезенні, а також ядерних установок на всіх етапах їх експлуатації.

Облік радіоактивних матеріалів – це безперервне, чітко документоване, взаємопов'язане відтворення господарської діяльності підприємства, що використовує джерела іонізуючих випромінювань. Очевидно, що під час побудови системи державного обліку і контролю радіоактивних матеріалів необхідно брати до уваги загальносистемні організаційні принципи, серед яких головну роль відіграють вимоги повноти, функціональності, прозорості [63, 64].

Нажаль зараз система обліку і контролю радіоактивних матеріалів в Україні не задовольняє цим вимогам у повній мірі. На рис. 1.3 представлена авторська схема Національної системи обліку і контролю радіоактивних матеріалів, що використовується наглядовими, правоохоронними й адміністративними органами для прийняття оперативних і тривалострокових управлінських рішень.

В цій схемі чітко визначені функції центрального і регіональних інформаційно-аналітичних і кризових центрів, а також задачі, що вони вирішують. Метою взаємодії між відображеними міністерствами, відомствами, організаціями, установами і підприємствами є [65]:

- допомога органам, що здійснюють боротьбу з тероризмом згідно Конституції і Законів України;

- попередження і розкриття злочинних посягань на об'єкти і радіаційно-небезпечні території;

- зведення до мінімуму спроб несанкціонованого доступу сторонніх осіб на об'єкти, які знаходяться під охороною диверсій і саботажу;

- збереження ядерних матеріалів і радіаційних відходів, секретної інформації, відвернення доступу та крадіжки їх, перевірка наявних кількостей та оцінка їх балансу.

За даною схемою взаємодія між ліцензіатом і органами служби безпеки повинні бути у наступних напрямках:

- участь у розробці програм і нормативних документів з питань доступу і фізичного захисту об'єктів підвищеної небезпеки;

- допомога в оперативно-пошуковій діяльності з виявлення, попередження і розірвання погроз, пов'язаних з ядерним тероризмом;

- участь в забезпеченні безпечного транспортування ядерних матеріалів, поводження з РАВ і фізичного захисту ядерних установок на всіх етапах їх експлуатації (проектування, будівництво, пуск, експлуатація та зняття з експлуатації).

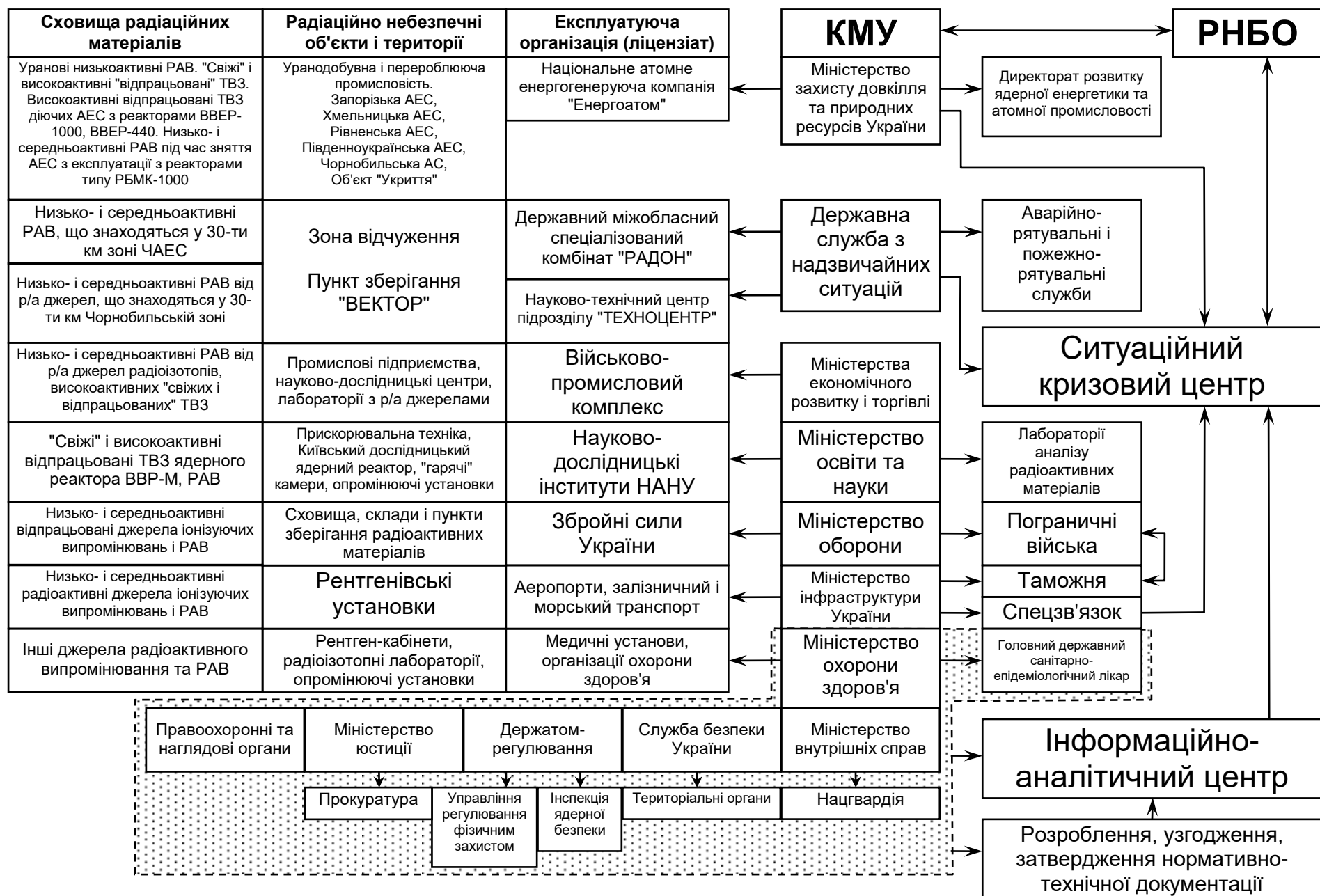


Рис. 1.3. Структура національної системи обліку і контролю радіоактивних матеріалів в Україні

Пріоритетними напрямками взаємодії ліцензіатів і центральних органів СБУ і МВС є:

- участь у розробці і реалізації програми забезпечення охорони ядерних установок, сховищ і пунктів зберігання ядерних відходів і засобів їх перевезення;
- участь в оперативно-пошуковій діяльності, профілактиці і попередженні, виявленні і затриманні правопорушників, розкритті злочинів;
- планування змін інженерно-технічних систем знаходження і сигналізації несанкціонованого проникнення на територію, яка знаходиться під охороною, підбір складу, перевірка служб охорони тощо;
- створення умов, які б мінімізували можливості несанкціонованого вилучення ядерних матеріалів під час спроб актів саботажу.

Взаємодія між ліцензіатами і Держкомітетом ядерного регулювання України відбуваються в наступних напрямках:

- участь у розробці і реалізації програм нагляду за дотриманням законодавства, норм, правил і стандартів мирного використання ядерної енергії, вимог ядерної, радіаційної і загально технічної безпеки, фізичного захисту, системи обліку, контролю радіаційних матеріалів, а також проведення інспекцій і перевірок;
- участь у контролі виконання ліцензіатами встановленого порядку контролю і обліку радіаційних матеріалів, поведження з радіоактивними відходами, підготовки допуску персоналу до робіт з радіоактивними речовинами, перевірки їх знань і наявність нормативно-правових і дозвільних документів;
- виконання інспекцій і контрольних перевірок за дотриманням законодавства, норм і правил;
- розробки нормативів щодо вимог власників радіаційних матеріалів, фізичного захисту радіаційних матеріалів в процесі їх використання, перевезення і зберігання.

Взаємодія між центральними силовими відомствами і місцевими органами і територіальними філіями, формуваннями повинно здійснюватися у напрямку:

- розробки спільних планів протидії, профілактики і попередженню

реальних загроз, локалізації і ліквідації наслідків терактів і т.п.;

- надання інформації і технічної допомоги для прийняття державою оперативних і повномасштабних заходів із знаходження і повернення зниклого матеріалу, а також зведення до мінімуму наслідків актів ядерного тероризму;

- обміну інформацією з фактів диверсії, саботажу і т.п., а також їх наслідків, розробка спільних дій з боротьби проти актів саботажу;

- підбір професіоналів і розстановка кадрів.

Є регламент взаємодії структурних елементів системи, що враховують деталізацію цих функцій і задач. Система виконує наступні функції [66]:

- виконує попередній аналіз первинної інформації про інциденти і події;

- займається відправленням нормативно-технічної документації і даних про усунення невідповідності отриманих результатів проведеної експертизи;

- готує пропозиції до центральних органів управління про прийняті заходи відносно керівництва підприємств, ядерно-енергетичного комплексу, міністерств і відомств, що мають недоліки у сфері обліку і контролю над радіоактивними матеріалами;

- розробляє нові законодавчі і нормативно-технічні документи у галузі поводження з радіаційними матеріалами;

- проводить роботи щодо розрахунку економічних наслідків радіаційних аварій.

Система працює в двох режимах [67]: рутинному (попереджувальному) і кризовому. В цьому разі виконується розрахунок у режимі реального часу «аварійні події – аварійні сполучення» (мінімальний набір вихідних даних, що приводять до реалізації вказаної події (радіаційної аварії) з максимальною ймовірністю їх виникнення і реалізації, а також певний набір найбільш несприятливих подій, які вносять найбільшу ймовірність у подію, що розглядається).

Функціональна структура системи включає ідентифікацію, аналіз і прогнозування випадків, інцидентів і аварійних ситуацій, процесів виникнення, розвитку, запобігання, локалізації різних аварій і ліквідації умов їх виникнення,

інформаційне забезпечення й інтелектуальну підтримку управлінських рішень. Система розподіляється на два види: офісний і технологічний, що об'єднані за допомогою TXNet-серверів. Офісний варіант складається з файл-серверів, сучасних потужних комп'ютерів і локальної мережі, яка працює під управлінням мереженої операційної системи Windows.

Програмне забезпечення надає можливість побудови розподільних систем, що включають до 200 станцій на основі провідних мережених операційних систем за протоколами Net Bios, IPX/SPX і TCP/IP на основі стандартних і спеціальних модемів передачі даних по провідним і безпроводним каналам зв'язку (мережі мобільного зв'язку GSM і інфраструктури супутникового зв'язку ORB COMM).

Інформаційне забезпечення системи створено у програмному середовищі PEARC/INFO 7/1, Arc CVAD, ARC View CIS 3.1 на мові візуального об'єктно-орієнтованого програмування Delphi 3.0 і мережного СУБД INTER Basi Si0.

Вихідний програмний продукт може бути використаний для оцінки небезпеки несанкціонованого поводження з радіоактивними матеріалами, визначення ймовірності виникнення події, інциденту чи аварійних ситуацій та їх сполучень, що приводять до радіаційної аварії, розробки заходів із зниження ймовірності виникнення несприятливих подій, проведення аудиту та експертизи.

1.3. Аналіз еколого-радіаційного забруднення територій внаслідок лісових пожеж

Лісові пожежі негативно впливають на екологічні системи. Підраховано, що в середньому за рік в Україні виникає близько 3,5 тис. лісових пожеж, якими знищується більше 5 тис. га лісу. Під лісовою пожежею розуміється неконтрольоване горіння лісової площі, що оточена лісовою територією, яка не горить. У лісову площу, по якій поширюється вогонь, входять відкриті лісові простори (вирубки, згарища й ін.).

На початку пожежонебезпечного періоду (квітень–травень) основна кількість лісових пожеж виникає від сільськогосподарських підпалів та випалювання сухої рослинності. Так, у весняний період, щороку, в середньому, в

лісах Держкомлісгоспу країни виникає 52% усіх пожеж, що охоплюють біля 800 га загальної площі пожеж. У табл. 1.10 наведено данні лісових пожеж в Україні у період з 1990 по 2019 роки [68].

Таблиця 1.10

Динаміка лісових пожеж в Україні

| Роки | Кількість лісових пожеж, шт. | Пройдена вогнем площа, га | Середня площа пожежі, га |
|------|------------------------------|---------------------------|--------------------------|
| 1990 | 2714 | 2888 | 1,06 |
| 1991 | 2771 | 1717 | 0,62 |
| 1992 | 5850 | 4101 | 0,70 |
| 1993 | 2967 | 3178 | 1,11 |
| 1994 | 7396 | 10023 | 1,36 |
| 1995 | 3758 | 3537 | 0,94 |
| 1996 | 4908 | 12624 | 2,57 |
| 1997 | 2308 | 1466 | 0,64 |
| 1998 | 3906 | 4408 | 1,13 |
| 1999 | 6035 | 5475 | 0,91 |
| 2000 | 3696 | 1618 | 0,44 |
| 2001 | 3205 | 3772 | 1,18 |
| 2002 | 6383 | 4983 | 0,78 |
| 2003 | 4527 | 2833 | 0,63 |
| 2004 | 1876 | 595 | 0,32 |
| 2005 | 4223 | 2325 | 0,55 |
| 2006 | 3842 | 4287 | 1,12 |
| 2007 | 6100 | 13787 | 2,26 |
| 2008 | 4042 | 5529 | 1,37 |
| 2009 | 7836 | 6315 | 0,81 |
| 2010 | 3240 | 3668 | 1,13 |
| 2011 | 2526 | 1049 | 0,42 |
| 2012 | 2163 | 3478 | 1,61 |
| 2013 | 1113 | 418 | 0,38 |
| 2014 | 2003 | 13778 | 6,88 |
| 2015 | 3813 | 14691 | 3,85 |
| 2016 | 1249 | 1249 | 1,00 |
| 2017 | 3131 | 5939 | 1,90 |
| 2018 | 1297 | 1367 | 1,05 |
| 2019 | 1261 | 1065 | 0,84 |

Лісові пожежі підрозділяються на низові, верхові та підземні, що як стихійне лихо охоплюють, як правило, найбільші території – в декілька сотень

гектарів. На рис. А.4, додатку А наведено горіння узлісся у ЧЗВ. Лісові пожежі за інтенсивністю горіння поділяються на слабкі, середні та сильні, а за характером горіння низові і верхові пожежі – на нестійкі і стійкі. Лісові низові пожежі характеризуються горінням лісової підстилки, надґрунтового покриву і підліску без захоплення крон дерев. Швидкість руху фронту низової пожежі складає від (0,3–1) м/хв (під час слабкої пожежі), до 16 м/хв (1 км/год.) (під час сильної пожежі), висота полум'я – (1–2) м, максимальна температура у фронті пожежі досягає 900 °С.

Найбільшу пожежну небезпеку мають північний та східний регіони, де щороку виникає в середньому, відповідно 37 і 40% від усіх лісових пожеж. Виникають вони як від природних факторів (блискавка, тривалий період сухої погоди, низька відносна вологість повітря, висока температура повітря, так і з провини людей – внаслідок необережного поводження з вогнем. Основною причиною виникнення пожеж у лісах є недотримання правил пожежної безпеки [69]. Щороку з вини населення виникає 90% лісових пожеж, (7–8)% від блискавки. Підвищенню пожежної небезпеки в лісах (4–5 клас пожежної небезпеки) сприяють вітряні засушливі погодні умови, що мають тенденцію постійного збільшення. Лісові верхові пожежі виникають, як правило, з низових і характеризуються горінням крон дерев. Під час рухливої лісової пожежі полум'я поширюється, головним чином, з крони на крону з великою швидкістю, що досягає (8–15) км/год, залишаючи інколи цілі ділянки неушкодженого вогнем лісу. Під час стійкої верхової пожежі вогнем охоплюються не тільки крони, але і стовбури дерев. Полум'я поширюється зі швидкістю 5–8 км/год, охоплюючи увесь ліс від ґрунтового покриву до верхів'я дерев [70].

Підземні пожежі виникають як продовження низових і верхових лісових пожеж і поширюються по торф'яному шару на глибину до 50 см і більше. Горіння відбувається повільно, майже без доступу повітря, зі швидкістю (,1–0,5) м/хв з виділенням великої кількості диму й утворенням випалених пустот (прогарів). Тому підходити до осередків підземної пожежі необхідно обережно, постійно перевіряючи ґрунт жердиною або штирем. Горіння може тривати довгий час,

навіть зимою під шаром снігу.

На форму розвитку лісової пожежі впливає тип лісу, вік насаджень, запас фітомаси, вологість лісової підстилки, наявності сухостою, рельєф місцевості, погодні умови тощо. Під час низової пожежі вогонь розповсюджується по ґрунтовому покриву зі швидкістю 0,5 км/год, охоплюючи сухий опад, корені, що виступають на поверхню ґрунту, та чагарниковий підріст. Найбільш часто під час цих пожеж вогнем повністю знищуються мохи, опад та гілки діаметром до 5 см, тобто, як правило, повністю згорає (15–20)% запасу горючих матеріалів від загального запасу фітомаси.

В результаті лісових пожеж пошкоджується або знищується живий ґрунтовий покрив, рослинність, підлісок і деревний шар, змінюється структура, склад і властивості лісової підстилки та верхніх шарів ґрунту, а також мікроклімат місцевості. Наслідком пірогенної дії є післяпожежні сукцесії деревної і трав'яної рослинності з наступною зміною у віковій і формаційній структурі мохового, трав'яного та кущового покриву. Після низової пожежі у лісовій підстилці залишається біля 20% первинної рослинної маси, під час верхової – 70%, а під час перехідної – 35%. Під час локальної лісової пожежі стовп диму може сягати висоти від 0,5 до 3,5 км, а довжина шлейфу димової хмари до 30 км і більше. В цьому разі концентрація зважених частинок диму в повітрі може підвищуватися у 3 рази і складати біля 100 мг/м² [71]. У процесі розвитку лісової пожежі відбувається мінералізація лісової підстилки та органічної речовини у верхній частині ґрунтового покриву на глибину до 5 см, що становить небезпеку виникнення вітрової ерозії, активізації змиву та інфільтрації радіоактивної золи у природних ландшафтах. Значному підвищенню небезпеки лісових пожеж сприяє те, що серед лісових масивів або у безпосередній близькості від них розташовано великі промислові центри із значною густиною населення, санаторії, будинки відпочинку, розвинута сітка автошляхів.

Найвищі показники ймовірності виникнення лісових пожеж та найбільші масштаби пошкоджень і завданих збитків характерні для лісів, де можливе виникнення пожежонебезпеки III–V класів. Загальна площа таких лісів складає в

Україні близько 4 млн га. Найбільші їх площі в Житомирській (900 тис. га), Рівненській (700 тис. га), Волинській (600 тис. га), Чернігівській (600 тис. га) та Київській (550 тис. га) областях.

За минулі роки після Чорнобильської катастрофи у ЧЗВ виникло більше 40 великомасштабних лісових пожеж, а площа лісових масивів, що пройдена пожежею, перевищила 15 тис. га. На рис. 1.4 наведено динаміку горіння лісів і трав'яної рослинності, а на рис. 1.5 – площу горіння у ЧЗВ [72, 73]. Важливим показником охорони лісів у ЧЗВ є визначення термінів пожежного сезону та пожежонебезпечного періоду, виявлення закономірностей виникнення лісових пожеж тощо. Адже відомо, що виникненню лісових пожеж сприяють кліматичні умови: тривалі посухи, висока температура повітря та поверхні ґрунту тощо.

Так у найбільш посушливі 1991, 1992, 1994, 1997–1999, 2002–2003 роки, коли кількість опадів (380–440) мм була нижчою за норму (525 мм), спостерігалися найбільша кількість і площа пожеж у ЧЗВ [74]. Пожежонебезпечний сезон у ЧЗВ розпочинається із сходженням снігового покриву і продовжується до настання стійкої дощової осінньої погоди або утворення нового снігового покриву.

Найбільша кількість лісових пожеж (65%) стається весною, 25% – восени і 10% – літом. Статистика причин виникнення лісових пожеж у ЧЗВ показує, що 60% пожеж пов'язані зі спалюванням відходів, халатністю та навмисними підпалами, 15% – з екстремальними погодними умовами (іскри, блискавки, самозаймання, розряди ліній електропередач і т.п.), для останньої частини пожеж причини не встановлені. Основними причинами виникнення пожеж на території ЧЗВ є навмисний підпал і необережне поводження з вогнем (табл. 1.11) [75].

Середні значення розподілу лісових пожеж складають: низові – 55%, верхові – 30%, перехідні і підземні – 15%. Число великих лісових пожеж (пройдена вогнем площа більше 200 га) склало 9%, середніх (від 100 до 150 га) – 28% і локальних (менше 100 га) – 63%. У змішаних лісах сталося 45% пожеж, у широколистяних – 20%, у соснових – 10%, у сухотравно-мшєдових – 10%, а останні – у чорновільхових лісах і залежних (неораних) землях [76].

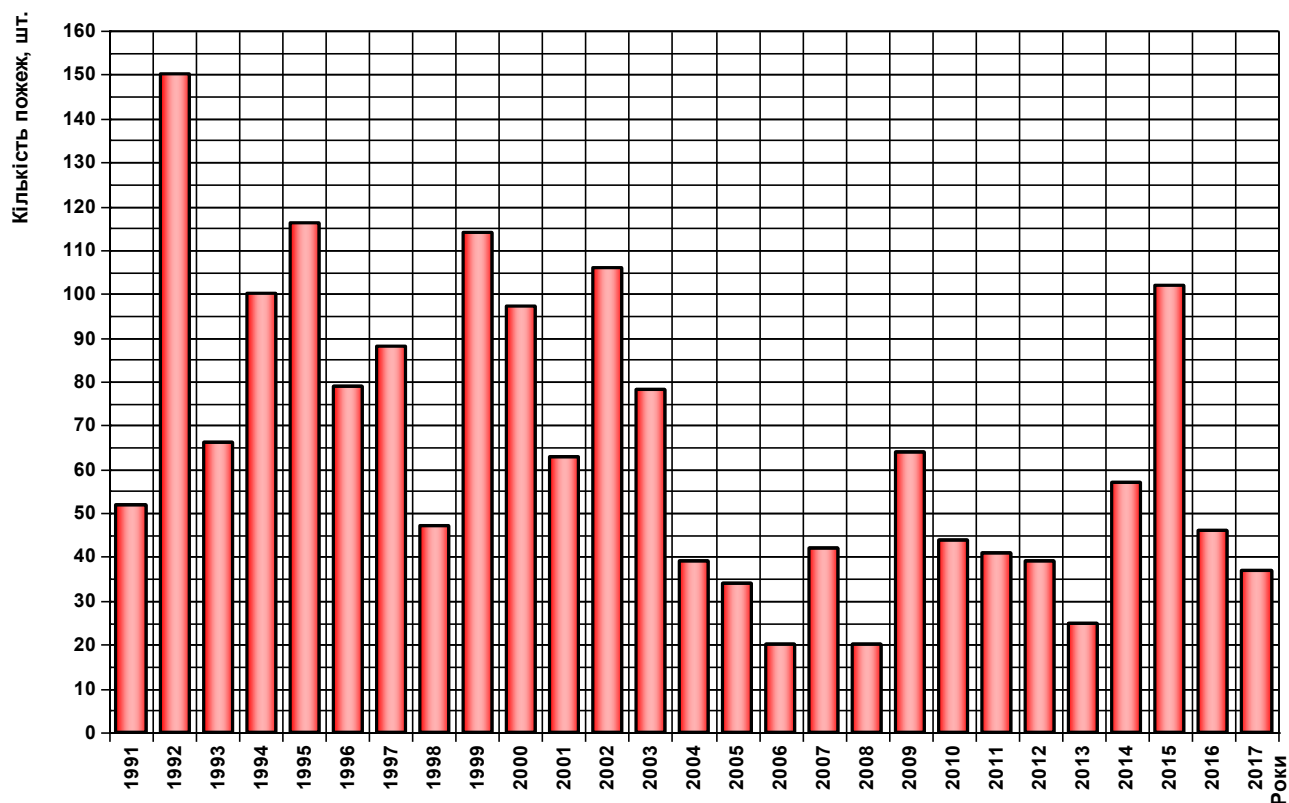


Рис. 1.4. Динаміка кількості випадків горіння лісів і трав'яної рослинності у ЧЗВ

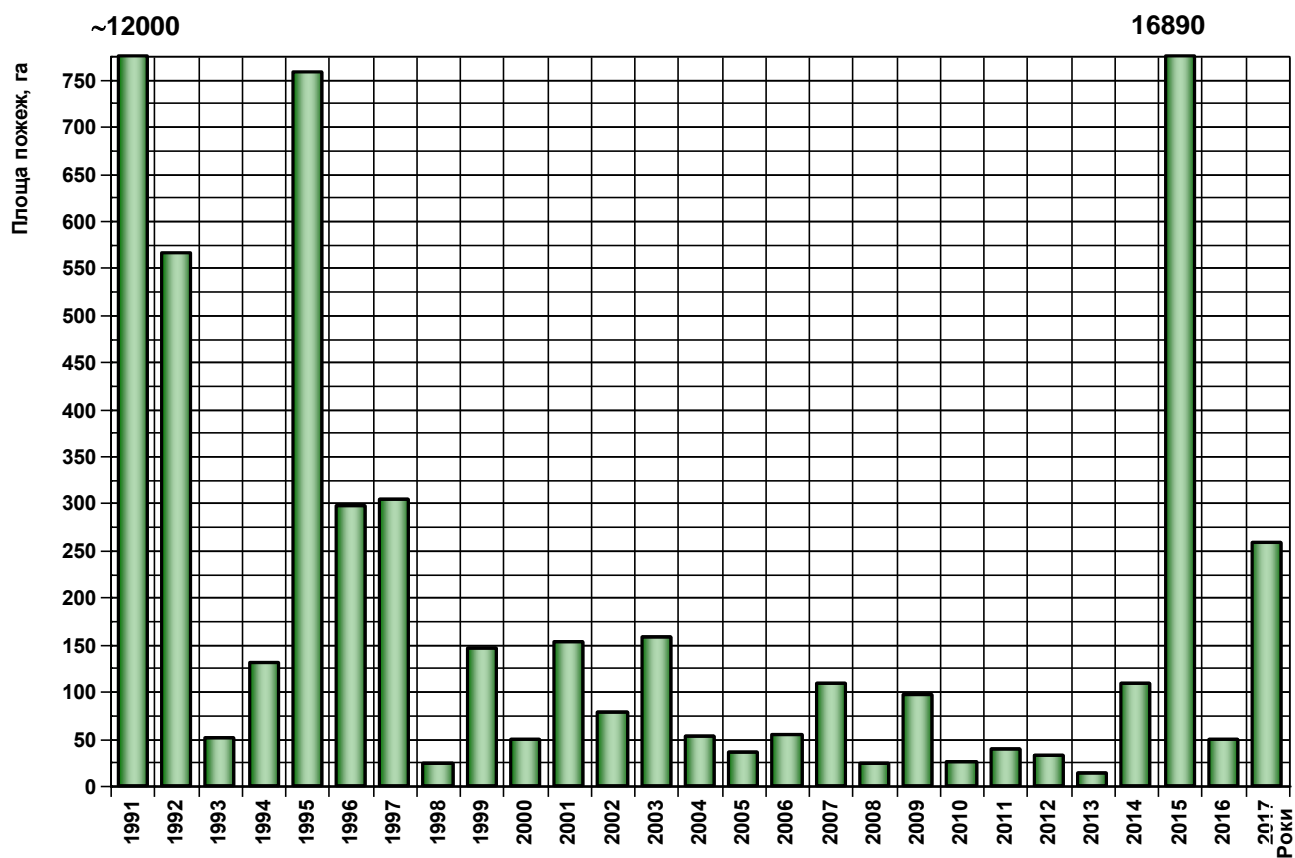


Рис. 1.5. Площа горіння лісів і трав'яної рослинності у ЧЗВ

Причини виникнення пожеж у ЧЗВ

| Причини виникнення пожеж | Кількість випадків, % |
|------------------------------------|-----------------------|
| Навмисний підпал | 47,0 |
| Необережне поводження з вогнем | 26,0 |
| Пожежа прийшла з сусідньої області | 7,0 |
| Сільськогосподарський підпал | 3,0 |
| Від транспорту, що проїздить | 1,5 |
| Від блискавки | 0,5 |
| Відновлення старої пожежі | 1,0 |
| Не встановлено | 14,0 |

Кількість лісових пожеж на забруднених ^{137}Cs територіях з рівнем радіоактивного забруднення менше 5 Кі/км^2 склала 68%, від 15 до 40 Кі/км^2 – 23%, а останні на території з рівнем радіоактивного забруднення більше 100 Кі/км^2 (рис. А.5, додаток А).

Відомо, що внаслідок лісової пожежі радіоактивний дим може підійматися на досить значну висоту (до 3 км), перенесення радіоактивних продуктів згоряння відбувається на велику відстань (до 30 км) від осередку пожежі [77]. Причому, тривалість життя радіоактивної димової хмари у нижній тропосфері (до 1,5 км) – менше тижня, у верхній тропосфері – близько місяця, що створює радіаційну небезпеку для здоров'я населення.

ВИСНОВКИ ДО РОЗДІЛУ 1

Аналіз сучасного стану еколого-радіаційного забруднення лісів та території ЧЗВ показав, що незважаючи на те, що з моменту аварії на ЧАЕС вже пройшов тривалий час, близько 1 млн га лісу залишаються забрудненими радіонуклідами техногенного походження. Від радіоактивного забруднення найбільше постраждали ліси полісся України. Частка лісів з густиною забруднення ґрунту ^{137}Cs вище 37 кБк/м^2 у Житомирській, Рівненській, Київській областях складала відповідно 60,0%, 56,2%, 52,2% від загальної площі їх лісового фонду, а у Волинській, Чернігівській, Черкаській, Вінницькій та Сумській областях таких площ налічувалось близько 20%. Лісова підстилка є основним вмістилищем

радіонуклідів.

Еколого-радіаційну загрозу навколишньому середовищу становить і РНО, розташовані у ЧЗВ, такі як сама ЧАЕС, на якій зараз йде процес зняття її з експлуатації, та сховище відпрацьованого ядерного палива «мокрого» типу, на якому можливо виникнення аварії з викидом радіоактивних речовин.

Наявна законодавча і нормативно-технічна база з обліку і контролю радіоактивних матеріалів досить значна, характеризується рядом протиріч (багато документів застаріли), не в повній мірі відображає реалії та має бути переглянута.

Сьогодні для безпечного поводження з радіаційними матеріалами в Україні необхідно розробити нові нормативно-правові документи щодо посилення обліку радіаційних матеріалів і запобігання терористичним проявам та їх попередження, що має бути перспективним напрямом забезпечення національної безпеки.

Аналіз існуючих систем контролю і обліку радіоактивних матеріалів засвідчує, що необхідним пріоритетним напрямом у забезпеченні радіаційної безпеки є створення нової системи, що складається із збалансованого і взаємозалежного комплексу функцій центральних органів, аналітичного і кризового центру в поєднанні наглядовими і правоохоронними органами.

Після аварії на ЧАЕС кількість пожеж та площ пошкоджень вогнем лісів у ЧЗВ та гарантованого відселення збільшилось, що обумовлено впливом комплексу соціально-економічних та радіаційно-лісових чинників, серед яких головними є погіршення протипожежної охорони, протипожежного стану лісових масивів, недостатня ефективність протипожежної профілактики. Значні площі пошкодження та загибелі радіоактивно-забруднених лісів від вогню (понад 15000 га), загроза вторинного забруднення радіонуклідами чистих територій, потребують уваги до питань протипожежного стану лісів у ЧЗВ, розробки та впровадження спеціалізованої більш ефективної системи протипожежної охорони. Тому одним із головних завдань є раннє виявлення виникнення лісових пожеж, мінімізація їх наслідків та забезпечення радіаційного захисту населення.

Основними причинами виникнення пожеж на території ЧЗВ є навмисний підпал (47%) і необережне поводження з вогнем (26%).

Матеріали досліджень за першим розділом представлено у роботах [15, 16, 26, 27, 37, 67, 73, 78–96].

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ ДО РОЗДІЛУ 1

1. Израэль Ю.А., Петров В.Н., Авдюшкин С.И. и др. Радиоактивное загрязнение природных сред в зоне аварии на Чернобыльской атомной электростанции. *Метеорология и гидрология*. 1987. № 2. С. 5–18.
2. Чернобыльская катастрофа / гл. ред. В.Г. Барьяхтар. Київ: Наукова думка, 1995. 558 с.
3. Лес и Чернобыль (лесные экосистемы после аварии на Чернобыльской АЭС, 1986–1994 г.г.) / под ред. В.А. Игнатьева. Минск: Изд-во "Стенд", 1994. 248 с.
4. Чернобыль: Радиоактивное загрязнение природных сред / под ред. Ю.А. Израэля. Ленинград: Гидрометеотздат, 1990. 296 с.
5. Экологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС и их преодоление: двадцатилетний опыт. Доклад экспертной группы "Экология" Чернобыльский форум. Вена, МАГАТЭ, 2008. 180 с.
6. Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи: Закон України 27 лютого 1991 року № 791а-ХІІ / Верховна Рада України. *Відомості Верховної Ради УРСР*. 1991. № 16. Ст. 198.
7. Рекомендації з ведення лісового господарства в лісах Зони відчуження та Зони безумовного (обов'язкового) відселення: затв. МНС України. Київ, 2003. 38 с.
8. Израэль Ю.А., Петров В.Н., Северев Д.А. и др. Моделирование радиоактивных выпадений в ближней зоне от аварии на Чернобыльской атомной электростанции. *Метеорология и гидрология*. 1987. № 7. С. 5–7.
9. Агеев В.А. Виричек С.Л., Левшин Е.Б. и др. Распределение трансураниевых элементов в 30-км зоне ЧАЭС / доклад АН Украины. 1994. № 1. С. 60–66.

10. Краснов В.Л., Орлов О.О., Ландін В.П. та ін. Сучасна радіологічна ситуація в лісах українського Полісся. *Лісівництво і агролісомеліорація*. 2007. Вип. 111. С. 203–213.

11. Кучма Н.Д., Архипов Н.П., Федотов И.С. и др. Радиологические и лесоводственные последствия загрязнения лесных экосистем Зоны отчуждения. Припринт. Чернобыль, 1994. 54 с.

12. Азаров С.І., Святун О.В., Сорокін Г.А. Екологічна безпека при знятті з експлуатації Чорнобильської АЕС. *Екологія і ресурси*. 2004. № 10. С. 72–76.

13. Бабич Е.В., Азаров С.И. Возможные варианты утилизации отработанного реакторного графита при выводе энергоблоков ЧАЭС из эксплуатации. *Наукові та технічні аспекти Міжнародного співробітництва в Чорнобилі*. Зб. наук. ст. 2001. Вип. 3. С. 219–231.

14. Азаров С.І., Святун О.В., Сорокін Г.А. Радіологічні наслідки можливих аварій при виведенні ЧАЕС з експлуатації. *Гігієна населених місць*. 2004. Вип. 43. С. 331–333.

15. Азаров С.І., Тарапон Г.А., Сидоренко В.Л. Моделирование выкиду радиоактивности при аварии та пожежі на ЧАЭС. *Проблеми надзвичайних ситуацій*. 2007. Вип. 6. С. 23–29.

16. Азаров С.И., Сидоренко В.Л., Еременко С.А. Проблемы пожарной безопасности при снятии с эксплуатации Чернобыльской АЭС. *Чрезвычайные ситуации: предупреждение и ликвидация*: сб. тез. докл. V Междунар. науч.-практ. конф. (Минск, 8–10 июля 2009 г.). Минск, 2009. Т. 1. С. 41–44.

17. Азаров С.И. Величины и оценка критериев и факторов, определяющих статус объекта "Укрытие" по пожарной безопасности. *Итоги 10 лет работ по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС*: тез. докл. V Междунар. науч.-техн. конф. Зеленый Мыс, 1996. С. 140–141.

18. Азаров С.И., Назаренко Б.С. Статус объекта "Укрытие" по взрыво- и пожаробезопасности. *Пожежна безпека*: матер. III наук.-практ. конф. Киев, 1997. С. 141–142.

19. Азаров С.И., Бабич Е.В., Бачинский В.С. Анализ пожарной опасности

объекта "Укрытие". *Наукові та технічні аспекти Міжнародного співробітництва в Чорнобилі: зб. наук. статей*. Славутич: Укратомиздат, 2000. С. 409–417.

20. Азаров С.І., Перімов Р.Р. Стан пожежної безпеки об'єкта "Укриття". *Пожежна безпека*. 2004. № 5(56). С. 32–33.

21. Азаров С.И., Бабич Е.В. Моделирование развития пожара на объекте "Укрытие". *Пожежна безпека: матер. наук.-практ. конф.* Черкаси, 1999. Ч. 1. С. 156–158.

22. Азаров С.И., Токаревский В.В. Прогноз радиационной обстановки при пожаре на объекте "Укрытие". *Весці нац. акад. навук Беларусі. Сер.: "Фізіко-тэхнічных навук"*. 1999. № 1. С. 137–141.

23. Азаров С.И. Анализ поражающих факторов при пожарах в объекте "Укрытие". *Атомная энергия*. 2001. Т. 90. Вып. 4. С. 296–304.

24. Азаров С.И. Анализ опасных и вредных факторов при пожаре на разрушенном IV энергоблоке ЧАЭС. *Ядерная и радиационная безопасность*. 2001. Т. 4. Вып. 4. С. 58–63.

25. Азаров С.И., Сорокин Г.А. О риске радиационного поражения спасателей при тушении пожара на объекте "Укрытие". *Пожарная безопасность*. 2004. № 2. С. 98–107.

26. Литвинов Ю.В., Азаров С.І., Сидоренко В.Л. Оцінка радіаційного впливу при гасінні пожеж на об'єкті "Укриття". *Збірник наукових праць СНУЯЕтаП*. 2013. № 2(46). С. 125–133.

27. Азаров С.І., Литвинов Ю.В., Сидоренко В.Л., Єременко С.А. Оцінка дозових навантажень за рахунок радіоактивних продуктів згоряння при пожежі в об'єкті "Укриття". Матер. XV Всеукр. наук.-практ. конф. рятувальників (Київ, 24–25 вересня 2013 р.). Київ: МВЦ, 2013. С. 197–199.

28. Звіт з поводження з РАВ у ДП НАЕК «Енергоатом» за 2014 рік / Державне підприємство «Національна енергогенеруюча компанія "Енергоатом"». Київ, 2015. 87 с.

29. Комплексна програма поводження з радіоактивними відходами у ДП

«НАЕК «Енергоатом» на період 2012–2016 рр.: ПМ-Д.0.18.174–12 / Державне підприємство «Національна енергогенеруюча компанія "Енергоатом"». Київ, 2012. 100 с.

30. Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку: Закон України від 8 лютого 1995 року № 39/95-ВР/ Верховна Рада України. *Відомості Верховної Ради України*. 1995. № 12. Ст. 81.

31. Промышленный комплекс по переработке твердых радиоактивных отходов ЧАЭС (ПКОТРО ЧАЭС): Промежуточный отчет по анализу безопасности установки извлечения твердых отходов и завода по переработке твердых радиоактивных отходов / Институт поддержки эксплуатации АЭС; В. Заитов. Гл. 1: Общие сведения. 2002. 447 с. (Номер документа DNR-101638–01; Субконтракт № 88/200000–141/1).

32. Завод по переработке жидких радиоактивных отходов: Отчет по анализу безопасности. Окончательная редакция 3 / Чернобыльская АЭС; В. Щербин; В. Рудько; В. Батий и др. 361 с.

33. Григораш О.В., Дибач О.М., Кондратьев С.М., та ін. Питання ядерної та радіаційної безпеки централізованого сховища відпрацьованого ядерного палива АЕС України. *Ядерна та радіаційна безпека*. 2017. Вип. 3(75). С. 3–10.

34. Помощь министерствам и организациям, ответственным за обращение с радиоактивными отходами в Украине: проект INSC U.04.01/09-A. Пайнэ. DBE Technology. 2016. Электронно-оптический диск (CD-ROM).

35. Разработка национальной стратегии и концепции обращения с радиоактивными отходами в Украине, включая стратегию обращения с радиоактивными отходами НАЭК «Энергоатом»: проект TACIS U4.03/4 / под общ. ред. В.М. Шестопалова. Т. 1. Київ: Промінь, 2008. 500 с.

36. Концепции захоронения радиоактивных отходов в Украине: проект INSC U.04.01/09-B. Пайнэ. DBE Technology. 2017. Электронно-оптический диск (CD-ROM).

37. Азаров С. І., Сидоренко В.Л., Литвинов Ю.В. Проблемні питання запобігання незаконного поводження з радіоактивними матеріалами в Україні.

Ядерна та радіаційна безпека. 2012. Вип. 2(54). С. 23–29.

38. Bolter, H. (1996). *Inside Sellafield*. London: Quartet Books. 298 p.

39. Катастрофа на АЭС "Фукусима". URL: <http://nuclphys.sinp.msu.ru/ecology/fukushima/index.html> (дата звернення: 26.05.2014).

40. Про поводження з радіоактивними відходами: Закон України від 30.06.1995 № 255/95-ВР / Верховна Рада України. *Відомості Верховної Ради України*. 1995. № 27. Ст. 198.

41. Концепція обращения с радиоактивными отходами Украины. Київ, 1993. 485 с.

42. Про схвалення Стратегії поводження з радіоактивними відходами в Україні: Розпорядження від 19 серпня 2009 р. № 990-р. / Кабінет Міністрів України. URL: <http://zakon3.rada.gov.ua/laws/show/990-2009-%D1%80> (дата звернення: 07.03.2017).

43. Про Загальнодержавну цільову екологічну програму поводження з радіоактивними відходами: Закон України від 17 вересня 2008 р. № 516-VI. / *Відомості Верховної Ради України*. 2009. № 5. Ст. 130.

44. Про дозвільну діяльність у сфері використання ядерної енергії: Закон України від 11 січня 2000 р. № 1370-XIV / Верховна Рада України. *Відомості Верховної Ради України*. 2000. № 9. Ст. 68.

45. Про цивільну відповідальність за ядерну шкоду та її фінансове забезпечення: Закон України від 13 грудня 2001 р. № 2893-III. / Верховна Рада України. URL: <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/2893-14>.

46. International Atomic Energy / The Structure and the content of Agreement between the Agency and States Required in Connection with the Treaty on the Non-Proliferation of Nuclear Weapons. (1979). INFCIRC/153/Rev.5. IAEA, Vienna.

47. IAEA Safeguards. (1979). IAEA/SG/INF/1/Rev.1. IAEA, Vienna.

48. Физическая защита ядерного материала. Нормы по безопасности INFCIRC/225/Rev.3. МАГАТЭ. Вена, 1993.

49. Security of radioactive sources. (2003). IAEA, Vienna. 617 p.

50. Кодекс поведения по обеспечения безопасности и сохранности

радиоактивных источников. МАГАТЭ. Вена, 2004.

51. Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97). Державні гігієнічні нормативні гігієнічні нормативи (ДГН 6.6.1.-6.5.001-98). Київ, 1998. 135 с.

52. Основні санітарні правила протирадіаційного захисту України (ОСПУ). Державні санітарні правила (ДСП 6.074.120-01). Київ, 2001. 210 с.

53. Про затвердження Плану реагування на радіаційні аварії: наказ Держатомрегулювання і МНС України від 17.05.2004 № 87/211.

54. Злочинність в Україні: збірник статей. Держкомітет статистики. Київ, 2001.

55. Маслюк О.В. Розслідування злочинів у сфері обліку радіоактивних матеріалів: автореф. дис. ... канд. юрид. наук. Київ, 2008. 16 с.

56. Терроризм и безопасность на транспорте в России (1991–2003 г.г.). Белая книга (аналитический доклад) / под ред В.Н. Лопатина. СПб.: Изд-во "Юридический центр Пресс". М., 2004. 687 с.

57. Луков В. Новые особенности ядерного терроризма. М.: Изд-во МЭ и МО, 2003. № 3.

58. Хомяков Н.Н., Хомяков Д.Н. Уязвимость физико-энергетических установок при террористических актах. *Проблемы безопасности при чрезвычайных ситуациях*. М.: ВИНТИ, 2001. Вып. 6.

59. Categorization of Radioactive Sources. (2003). TECDOC-1344. Vienna.

60. Categorization of Radioactive Sources. Safety Guide NRS-G-1.9.IAEA. (2005). Vienna.

61. Методика подготовки к реагированию на ядерные или радиационные аварии. TECDOC-953/R. МАГАТЭ. Вена, 1998.

62. Ядерне законодавство. Збірник нормативно-правових актів: під ред. Ю.С. Шеншученка. Київ, 1999. 607 с.

63. Азаров С.І., Нігматулін Н.Р., Токаревський В.В., Чебров В.Д. Могильник для захоронення радіоактивних відходів. *Промислова власність*. 1995. № 3. С. 7.

64. Perimov R.R., Sorokin G.A., Azarov S.I. Control system for chemical and radioactive materials. *7th Scientific and practical Conf. "Nuclear facilities: reliability*

and Safety". Sept. 20–23, Slavutich, 2005. P. 132–133.

65. Азаров С.І., Перімов Р.Р. Ядерний тероризм і забезпечення спеціальної безпеки. *Ядерні та радіаційні технології*. 2005. Т. 5, № 1. С. 37–44.

66. Азаров С.І., Перімов Р.Р., Сорокін Г.А. Ядерний тероризм і національна безпека. *Екологія і ресурси*. 2004. № 10. С. 108–114.

67. Азарова О.В., Сидоренко В.Л. Концепция национальной системы контроля экологической опасности обстановки на объектах ядерной энергетики. *Ядерні та радіаційні технології*. 2007. Т. 7, № 1. С. 5–13.

68. Національні доповіді про стан техногенної та природної безпеки в Україні // ДСНС України. Офіційний сайт. URL: <http://www.dsns.gov.ua> (дата звернення: 11.10.2019).

69. Зібцев С.В. Аналіз особливостей лісопожежної обстановки та стану протипожежної охорони лісу в хонах радіаційного забруднення. *Наукові доповіді НАУ*. 2006. № 4(5) С. 45–48.

70. Зібцев С.В. Проблема радіаційних лісових пожеж на землях, забруднених в наслідок аварії на ЧАЕС. *Науковий вісник НАУ*. 2007. Вип. 104 С. 88–93.

71. Валендик Э.Н. Ветер и лесной пожар. М.: Наука, 1968. 119 с.

72. Азаров С.И., Однолько А.А. Оценка пожарной опасности территорий, загрязненных радионуклидами. *Лесное хозяйство*. 1996. № 3. С. 15–16.

73. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Руденко О.В. Вивчення процесу надходження радіонуклідів у повітря при пожежах у лісах Зони відчуження ЧАЕС. *Проблеми пожежної безпеки*. 2011. Вип. 30. С. 16–23.

74. Правила пожежної безпеки в лісах України. Київ: Пожінформтехніка, 2005. 88 с.

75. Азаров С.И. Оценка предрасположения ландшафтов Чернобыльской зоны к пожарам. *Проблемы Чернобыльской Зоны отчуждения*. Київ: Наукова думка, 1996. № 3. С. 204–208.

76. Азаров С.И. Радиозэкологические последствия лесных пожаров в Украине. *Гигиена населенных мест*. 2000. Вип. 37. С. 341–344.

77. Азаров С.И. Прогноз радиационной обстановки и ущерба при лесном пожаре на постчернобыльской территории. Тезисы докл. II симп. по радиоэкологии. Обнинск, 1996. С. 173 – 174.

78. Наукові засади захисту населення і територій від наслідків лісових пожеж з радіаційно небезпечними факторами: монографія / С.І. Азаров, С.А. Єременко, В.Л. Сидоренко, О.М. Смірнова, М.В. Білошицький, Є.А. Власенко, А.В. Пруський, Ю.П. Середа; за заг. ред. П.Б. Волянського. Київ: ТОВ "Інтердрук", 2016. 203 с. С. 7–22.

79. Мінімізація радіаційних наслідків лісових пожеж після Чорнобильської катастрофи на основі еколого-інформаційного моніторингу: монографія / О.І. Бондар, С.І. Азаров, В.М. Ващенко, В.І. Паламарчук, В.Л. Сидоренко; за заг. наук. ред. О.І. Бондаря. – Херсон: Грінь Д.С., 2016. – 300 с. С. 36–75.

80. Техногенно-екологічні наслідки Чорнобильської катастрофи: монографія / С.І. Азаров, С.А. Єременко, В.Л. Сидоренко, М.В. Білошицький, Є.А. Власенко, А.В. Пруський, В.О. Тищенко; за заг. ред. П.Б. Волянського. Київ: МПБП «Гордон», 2019. 456 с. С. 127–142.

81. Чорнобиль четверте десятиліття: монографія / О.І. Бондар, В.М. Ващенко, С.І. Азаров, В.Л. Сидоренко, Є.А. Лоза, І.Б. Кордуба, В.О. Тарасов, О.А. Улицький, В.М. Єрмаков, Ж.І. Патлашенко, О.В. Луньова. Київ: Підприємство "НАІР", 2019. 407 с. С. 78–89.

82. Сидоренко В., Азаров С. Питання техногенної безпеки в процесі зняття ЧАЕС з експлуатації. *Проблеми зняття з експлуатації об'єктів ядерної енергетики і відновлення навколишнього середовища (INUDECО 18)*: матер. III Міжнар. конф. (Славутич, 25–27 квітня 2018 р.). Чернігів: ЧНТУ, 2018. С. 318–322.

83. Сидоренко В., Азаров С. Оцінка стану пожежної безпеки об'єкта "Укриття". *Проблеми зняття з експлуатації об'єктів ядерної енергетики і відновлення навколишнього середовища (INUDECО 18)*: матер. III Міжнар. конф. (Славутич, 25–27 квітня 2018 р.). Чернігів: ЧНТУ, 2018. С. 322–327.

84. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Середа Ю.П. Радіаційні наслідки лісових

пожеж в Україні. *Екологічні науки*. 2015. Вип. 2/2015(9). С. 148–153.

85. Серета Ю.П., Сидоренко В.Л., Азаров С.І. Сучасний стан радіоактивного забруднення лісів. *Екологія і природокористування в системі оптимізації відносин природи і суспільства*: зб. тез. II міжнар. наук.-прак. інтер.-конф. (Тернопіль, 19–20 березня 2015 р.). Тернопіль, 2015. С. 121–123.

86. Серета Ю.П., Сидоренко В.Л. Охорона лісів в системі забезпечення якісного життя суспільства. *Екологія і природокористування в системі оптимізації відносин природи і суспільства*: матер. III міжнар. наук.-прак. конф. Ч. 1. (Тернопіль, 24–25 березня 2016 р.). Тернопіль, 2016. С. 170–172.

87. Серета Ю.П., Сидоренко В.Л. Аналіз загроз лісам України. *Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування*: зб. тез. 4-ої міжнар. конгр. (Львів, 21–23 вересня 2016 р.). Львів, 2016. С. 55.

88. Серета Ю.П., Сидоренко В.Л. Аналіз лісопожежної ситуації та стану протипожежної охорони лісів Чорнобильської зони. *Екологічна безпека держави*: Зб. тез доп. IX всеукр. наук.-прак. конф. молод. учених та студ. (Київ, 16 квітня 2015 р.). Київ, 2015. С. 110–111.

89. Азаров С.І., Єременко С.А., Сидоренко В.Л. Весняний період – початок пожежонебезпечного сезону. *Надзвичайна ситуація+*. 2018. № 4. С. 18–20.

90. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Серета Ю.П. Радіаційні наслідки лісових пожеж в Україні. Тез. доп. XXII щоріч. наук. конф. ІЯД НАН України. (Київ, 26–30 січня 2015 р.). Київ, 2015. С. 189–190.

91. Єременко С.А., Сидоренко В.Л., Азаров С.І., Білошицький М.В., Смірнова О.М., Власенко Є.А., Пруський А.В. Радіоекологічні аспекти лісових пожеж чорнобильської зони. *Радіоекологія-2014*: зб. матер. наук.-прак. конф. з міжнар. уч. (Київ, 24–26 квітня 2014 р.). Київ, 2014. С. 240–244.

92. Сидоренко В.Л., Азаров С.І. Оцінка стану пожежної безпеки об'єкта "Укриття". *Проблеми зняття з експлуатації об'єктів ядерної енергетики і відновлення навколишнього середовища (INUDECО 18)*: матер. III міжнар. конф. (Славутич, 25–27 квітня 2018 р.). Чернігів: ЧНТУ, 2018. С. 331–335.

93. Сидоренко В.Л., Азаров С.І. Питання техногенної безпеки в процесі зняття ЧАЕС з експлуатації. *Проблеми зняття з експлуатації об'єктів ядерної енергетики і відновлення навколишнього середовища (INUDECО 18)*: матер. III міжнар. конф. (Славутич, 25–27 квітня 2018 р.). Чернігів: ЧНТУ, 2018. С. 327–330.

94. Сидоренко В.Л., Серeda Ю.П., Азаров С.І. Радіоекологічні наслідки пожеж в Чорнобильській зоні відчуження. *Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення*: зб. наук. ст. XIV міжнар. наук.-прак. конф. (Харків, 10–14 вересня 2018 р.). Харків, 2018. С. 283–288.

95. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Серeda Ю.П. Порівняльний аналіз радіоекологічних наслідків аварій на ЧАЕС та «Фукусіма-1». *Радіоекологія-2017*: зб. ст. наук.-прак. конф. з міжнар. уч. (Київ, 24–26 квітня 2017 р.) Київ, 2017. С. 29–32.

96. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Задунай О.С. Порівняльний аналіз радіаційно-екологічних наслідків важких аварій на ЧАЕС та Фукусіма-1. *East European Scientific Journal*. (Warsaw, Poland). 2018. № 10(38), 2018 part 2. С. 59–67.

РОЗДІЛ 2

НАУКОВО-МЕТОДИЧНІ ЗАСАДИ ПРОВЕДЕННЯ ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1. Методики дослідження впливу радіаційно небезпечних об'єктів Чорнобильської зони відчуження на довкілля

На даний час існують різні математичні моделі прогнозування екологічних наслідків атмосферного забруднення навколишнього середовища в процесі розвитку аварії на вибухопожежонебезпечних об'єктах [1–5]: детерміністичні і статистичні моделі, моделі локального викиду і поширення забрудненого повітря, моделі контрольованих обсягів, скінчено-різницевої моделі і сітково-дискретне моделювання поширення домішок, фізичне моделювання розсіювання домішок в атмосфері, регіональні моделі аналізу якості повітря тощо.

Статистичні методи впроваджуються в моделях оперативного прогнозу. Вони будуються на основі минулих даних та часто без врахування фізичних особливостей процесу забруднення повітряного басейну. Основним недоліком статистичних моделей є те, що умови їх використання можуть відрізнятися від умов, в яких вони були побудовані. Методи прямого моделювання забруднення атмосферного повітря базуються на моделях, що потребують вирішення прямих та зворотних рівнянь переносу. Недолік – важкість реалізації, великий об'єм розрахунків.

Для опису переносу домішок у спрямованих потоках і в атмосферних турбулентних пульсаціях широко використовують [6–7] лагранжевий або тейлоровський методи, що трудомісткі для чисельних розрахунків і не дозволяють провести прогнозні оцінки на рівні простих інженерних розрахунків, ейлеровський метод або К-теорію, основані на застосуванні напівемпіричних рівнянь атмосферної турбулентної дифузії, моделювання процесів переносу і осадження аерозольних частинок методом Монте-Карло. Дані математичні моделі прогнозування екологічних наслідків атмосферного забруднення дозволяють описувати і вирішувати досить велике коло завдань, але дуже трудомісткі і

складні для практичного застосування. Наявність малих параметрів за старших похідних у рівняннях гідротермодинаміки і нелінійний характер цих рівнянь призводять до складної структури розв'язань. Також відсутні не лише достатньо широкі класи аналітичних розв'язань, а й докази теорії існування розв'язань у цій області змін регіональних параметрів, недостатньо вивчені структури класичних і узагальнених розв'язань. Не розроблено методи і обчислювальні засоби для розв'язання прикладних задач у широкому діапазоні змін параметрів навколишнього середовища, що рухається, у тривимірному просторі.

Приведені моделі, як і відомі моделі, отримані на основі вирішення рівнянь турбулентної дифузії, мають свої переваги та недоліки, отже під час їх застосуванні необхідно враховувати кількість та наявність вихідних даних, заданий рівень достовірності отриманих даних, час розрахунків тощо.

Забезпечення безпеки функціонування потенційно небезпечних об'єктів (далі – ПНО) техносфери, тобто зниження техногенного ризику до прийняттого рівня, зазвичай досягається виконанням відповідних заходів. Проте ні ймовірність появи будь-яких подій на ПНО, ні очікувана від них шкода навіть у найсприятливішому випадку не можуть бути нульовими. Отже, прийнятність супутнього техногенного ризику повинна досягатися здійсненням комплексу заходів, що включають:

- а) ідентифікацію джерел небезпек, причин і ознак їх можливого прояву у формі різних техногенних пригод;
- б) апріорну оцінку показників, що свідчать про міру можливості або частоті виникнення даних випадкових подій;
- в) апріорну оцінку показників, що характеризують міру результату (тяжкість і тривалість часу) прояви шкідливих наслідків таких пригод;
- г) попередню оцінку достатності наявних додаткових заходів щодо зниження техногенного ризику та обґрунтування відповідних пропозицій;
- д) прогнозування та обробку інтегральних показників техногенного ризику з метою прийняття рішення про його відповідність прийнятним вимогам [8].

Нині для оцінки ризику аварій на ПНО (а саме обліку міграції та

агрегатного стану небезпечних речовин під час виникнення небезпечних подій) використовуються експертні оцінки, що спираються в більшості випадків на суб'єктивну точку зору фахівців, які проводять аналіз і на додаток до всього не мають єдиного алгоритму. Це, в більшості випадків, призводить до недостатнього ступеня детальності аналізу, зайвої консервативності (і, відповідно, до необґрунтованих витрат на поліпшення безпеки в місцях, де небезпека початково дуже мала) і великим трудовитратам.

Найбільш відомими способами графічного моделювання надійності і безпеки складних організаційно-технічних систем є послідовно-паралельні схеми, блок-схеми, графи зв'язності, дерева подій і/або дерева відмов, марківські графи станів і переходів, ГО-схеми, релейно-контактні схеми, схеми функціональної цілісності [9–11]. Під час виконання досліджень безпеки ПНО найбільше застосування знайшли дерева подій і/або дерева відмов. Менш відомі ГО-схеми і схеми функціональної цілісності. Також не виключається використання послідовно-паралельних схем і марківських графів станів і переходів. Графи зв'язності і релейно-контактні схеми в практиці майже не застосовуються. Всі основні методи побудови графічних моделей безпеки об'єктів реалізовані на персональному обчислювальному комплексі (далі – ПОК) у вигляді прикладних програм, оснащених графічними редакторами, вбудованими базами даних тощо. На додаток до всього очевидно, що значення показників надійності і безпеки істотно залежать від економічної ефективності систем. Однак моделі систем «безпека-надійність-ефективність» ПНО потребують значного подальшого вдосконалення. На існуючі проблеми моделювання аварійних процесів і їх наслідків накладаються питання обліку, розмірності і адекватності вихідних даних і постійне посилення вимог до техногенної й екологічної безпеки.

Тенденції останніх років свідчать про те, що в найближчому майбутньому ці проблеми зберуться, що ще більше посилить проблеми моделювання подібних систем, в зв'язку з чим від дослідників для вирішення описаних проблем буде потрібно пошук нових рішень. Цей пошук на даний час йде за двома напрямками: перший пов'язано з використанням апарату різноманітних розділів

математики: традиційних (алгебри логіки, теорії графів, теорії ймовірностей і надійності, матричного обчислення й ін.), нових (якісної теорії диференціальних рівнянь, теорії особливостей, теорії біфуркації, математичної теорії катастроф тощо); другий – це створення комбінованих аналітико-імітаційних та ймовірно-детермінованих моделей. Встановлено, що найбільший ефект від такого підходу забезпечується під час розбиття єдиної моделі на окремі модулі, кожен з яких будується за допомогою свого математичного апарату [12]. Останній напрямок є найбільш перспективним з точки зору створення сучасних точних моделей.

2.1.1. Методика дослідження виникнення та розвитку пожежі в приміщеннях об'єкта «Укриття»

За останні десятиліття багато зроблено в області моделювання пожеж на РНО. Нині використовується два типи моделювання: детерміністичне та ймовірнісне. Детерміністичні моделі кількісно визначають фізико-хімічні параметри пожеж і їх ефекти. Ймовірнісні моделі використовують для розрахунку ймовірних наслідків пожеж на основі статистичних даних, не розглядають фізичні параметри пожежі.

Відомі дві категорії детерміністичного моделювання: по зонам і процесам тепломасопереносу (програми FIRST, COMPF2, SOFIE, BERRY та ін.) [13]. Недоліком моделювання по зонах є те, що аналізуються прості геометрії приміщень з використанням емпіричних даних, а це обмежує їх практичне застосування для складних об'єктів, до яких відносяться і ОУ. Моделювання теплових полів вимагає експертних знань в галузі тепломасопереносу і значних обчислювальних процедур.

В процесі моделювання пожеж на ОУ може виникнути необхідність проведення наступних інженерних розрахунків: фізико-хімічних, теплофізичних, гідроаеродинамічних, математичного моделювання процесів, що відбуваються під час пожежі та ін. Основними видами фізико-хімічних розрахунків є розрахунок концентрації газів в приміщенні, розрахунок максимального тиску вибуху газо- і

пароповітряних сумішей, розрахунок концентрації газу в приміщенні під час випаровування, розрахунок максимальної швидкості наростання тиску вибуху, розрахунок температури спалаху рідин, розрахунок температури займання рідин, розрахунок температурних меж поширення полум'я тощо. Більшість наведених вище розрахунків використовується під час визначення категорії приміщення та будівлі за вибухопожежною та пожежною небезпекою, а також під час визначення величини пожежного ризику у виробничих будівлях. Також вони використовуються під час оцінки пожежної небезпеки речовин і матеріалів, коли натуральні випробування провести неможливо (наприклад, після пожежі). Для фізико-хімічних розрахунків може бути рекомендовані програмні комплекси Mathcad, Excel. У процесі проведення теплофізичних розрахунків розглядаються процеси сполученого теплообміну. Дані розрахунки можуть застосовуватися для вирішення наступних завдань: визначення вогнестійкості будівельних конструкцій, побудови полів температур у разі прогріванні огорожувальних конструкцій, визначення можливості займання горючих матеріалів від різних джерел запалювання (від полум'я, іскри і т.д.), розрахунок динаміки пожежі в заданих умовах. Для теплофізичних розрахунків може бути рекомендована універсальна програмна система кінцево-елементного аналізу ANSYS, а також програмний засіб для виконання на комп'ютері різноманітних математичних і технічних розрахунків Mathcad. Основними видами гідроаеродинамічні розрахунків є гідравлічний розрахунок трубопроводів, струменів та розрахунки основних параметрів протидимної вентиляції. Для гідроаеродинамічних розрахунків може бути рекомендовані універсальні програмні комплекси FlowVision, FDS. Основні види розрахунків під час математичного моделювання процесів, що відбуваються під час пожежі, є прогнозування розвитку пожежі, прогнозування динаміки поширення небезпечних факторів пожежі, розрахунок часу евакуації та розрахунок величини пожежного ризику.

Аналіз пожежної небезпеки ОУ має передбачати аналіз пожежної небезпеки технологічного середовища і параметрів технологічних процесів на об'єкті, визначення переліку пожежонебезпечних аварійних ситуацій для кожного

технологічного процесу, визначення переліку причин виникнення пожежонебезпечних аварійних ситуацій кожного технологічного процесу, побудова сценаріїв виникнення та розвитку пожеж із загибеллю людей.

Для визначення частоти реалізації пожежонебезпечних ситуацій на ОУ використовується інформація про відмову обладнання, що є на об'єкті, про параметри надійності використовуваного на об'єкті обладнання, про помилкові дії персоналу об'єкта, про гідрометеорологічну обстановку в районі розміщення об'єкту, про географічні особливості місцевості в районі розміщення об'єкту.

Якісні методи найбільш актуальні на первинному етапі аналізу пожежного ризику. Вже на рівні якісного аналізу найчастіше можна виявити об'єкти або системи, що представляють найбільшу пожежну небезпеку, або події, що з найбільшою ймовірністю здатні викликати виникнення пожежі. Важливу роль під час якісного аналізу може відіграти зіставлення з вже проведеним аналізом пожежного ризику для аналогічних об'єктів. Оскільки критерії й оцінки формулюються на якісному рівні (наприклад, велика або мала ймовірність, серйозні або незначні наслідки) вирішальна роль має наявний досвід проведення подібного аналізу.

Кількісна оцінка ризику на основі ймовірнісного підходу є основою значного числа сучасних методик аналізу пожежних ризиків. Найбільш послідовну реалізацію кількісні методи знаходять у вигляді аналізу логічних дерев подій з використанням статистичних даних і математичного моделювання для оцінки ймовірностей розгалуження і можливих наслідків для кожного сценарію. До переваг такого підходу слід віднести докладний аналіз усіх можливих сценаріїв розвитку пожеж, кількісну оцінку їх небезпеки, встановлення взаємозв'язку між різними подіями. Таким чином, кількісна оцінка ризику зводиться до виявлення можливих сценаріїв розвитку небезпечної ситуації і визначенню наслідків кожного сценарію. Методи кількісного аналізу ризику з успіхом застосовуються для оцінки небезпек у ядерній енергетиці. До теперішнього часу розроблений і з успіхом застосовується формальний апарат аналізу ризику, що включає побудова логічних дерев (дерево відмов, що дозволяє

аналізувати сукупність подій, які привели до настання заданого результату та дерево подій, що дозволяє аналізувати наслідки даної ініціюючої події), оцінка невизначеності, аналіз чутливості і т.і. Наприклад, дерево відмов може бути використане для оцінки ймовірності виникнення аварійної ситуації, а дерево подій під час аналізу різних шляхів розвитку аварійної ситуації і визначенні її наслідків. Під час оцінки ймовірностей окремих подій використовуються статистичні дані, а ймовірний збиток за кожним сценарієм може визначатися методами математичного моделювання. Однак високий ступінь деталізації аналізу несе в собі й основний недолік кількісних методів – їх високу трудомісткість. Розгалуженість логічних дерев подій зростає з ускладненням об'єкта аналізу. Кількісні методи припускають наявність в експертах уміння проводити досить складний математичний аналіз, особливо у разі використанні зонних, інтегральних або польових моделей для розрахунків розвитку пожежі, поширення диму й оцінки супутніх уражаючих факторів. Для моделювання сценаріїв розвитку пожежі потрібне наявність відповідного програмного забезпечення, уміння аналізувати результати розрахунків з урахуванням особливостей моделей і закладених у них обмежень. Істотним обмежуючим фактором для застосування кількісних методів може виявитися відсутність або недостатня якість статистичних даних, на основі яких оцінюються ймовірності окремих подій. В цьому разі необхідно відстежити, щоб не виявилися пропущеними сценарії з малою ймовірністю, але катастрофічними наслідками, і, з іншого боку, сценарії з відносно малим збитком, але великою ймовірністю, оскільки внесок обох груп сценаріїв у підсумковий ризик може виявитися значним.

Важливим питанням є точність одержуваної кількісної оцінки ризику. Вона залежить як від наявності й якості наявної статистичної інформації (для визначення ймовірностей переходів між галузями логічних дерев), так і від неточностей, внесених математичними моделями, що використовувалися для розрахунків наслідків сценаріїв (наприклад, моделі поширення полум'я і диму, надійності протипожежних перешкод, евакуації людей і т.д.). На жаль, через високу трудомісткість зазначеного методу проведення повноцінного аналізу

виявляється можливим лише в найпростіших випадках, оскільки воно потребує виконання численних розрахунків у разі варіювання кожного визначального параметра. В умовах, коли кількісний аналіз ризику на основі ймовірнісних методів виявляється скрутним або неможливим, внаслідок недостатності статистичних даних, відсутності або незадовільної точності математичних моделей, велике значення набувають індексні методи, що реалізують евристичний підхід. Загальний принцип, що лежить в основі індексних методів, полягає у виявленні певного числа факторів, що характеризують стан системи (в цьому разі фактори можуть бути різними, у тому числі, що не піддаються прямому порівнянню). Кожному фактору системи за встановленими правилами приписується певне число балів, тобто проводиться оцінка стану системи з різних точок зору. Отримані бали потім обробляються, в результаті чого виводиться остаточний показник, або індекс, що характеризує загальний стан системи. Розглянемо метод FRAME (Fire Risk Assessment Method for Engineering), що розвивається в Бельгії протягом більш ніж 30 років. Пожежний ризик оцінюється з трьох точок зору: прямий матеріальний ризик (знищення майна), ризик для людей та ризик непрямих економічних втрат (зупинка експлуатації).

Під час створення FRAME на основі логічних дерев подій і відмов було проаналізовано причинно-наслідкові зв'язки між подіями, що можливі під час пожежі, які знайшли відбиття у використаних розрахункових формулах. З погляду практичного застосування індексні методи аналізу ризику, на відміну від якісних методів, дають кількісну оцінку рівня ризику, але відрізняються простотою, мінімальними обчислювальними вимогами і можливістю швидкої оцінки рівня пожежної безпеки на основі невеликого числа параметрів. Будь-який індексний метод, по суті, являє собою просту модель складної системи і є важливою сполучною ланкою між теоретичними моделями цієї системи і реальними умовами. Індексні методи дозволяють провести швидкий аналіз рівня пожежної безпеки об'єкта, а також визначити необхідність впровадження додаткових протипожежних заходів. Для успішного застосування індексних методів (як і інших методів аналізу пожежного ризику) необхідно розуміти їхнє призначення й

область застосування. Зокрема, не можна тільки на підставі високого підсумкового індексу зневажати якими не будь нормативними заходами, що забезпечують протипожежний захист. Не є індексні методи й інструментом проектування інженерних систем протипожежного захисту. Так, безпечна відстань між будинками повинна обґрунтовуватися інженерними розрахунками теплових потоків і вогнестійкості, а не добором комбінації балів, що дають прийнятний підсумковий індекс ризику. Однак на користь індексних методів говорить, насамперед, наявний досвід їх практичного використання в найрізноманітніших областях. Крім того, деякі індексні методи використовують елементи багатокритеріального аналізу під час вибору атрибутів пожежної безпеки й установленні вагових множників або аналіз причино-наслідкових зв'язків під час вибору атрибутів і функціональних залежностей, що надає більшу обґрунтованість відповідним методам індексації пожежного ризику. Для використання індексного методу експерт, що робить оцінку індивідуальних факторів, повинен мати знання в області пожежної безпеки. В цьому разі від нього не потрібно знань і досвіду в області теорії ймовірності, диференціальних рівнянь, чисельних методів, як під час використання імовірнісного підходу і моделювання розвитку пожежі на основі зонних або польових моделей. З цього погляду індексні методи є оптимальними з погляду співвідношення інформативності і працезатрат для проведення аналізу пожежного ризику типових будинків і споруд. Апарат повного кількісного аналізу (імовірнісний підхід), що вимагає значно більш істотних тимчасових, матеріальних і людських ресурсів, слід застосовувати для нетипових будинків. Крім того, індексний метод може дати обґрунтування необхідності проведення повного імовірнісного аналізу для найбільше пожежонебезпечних ситуацій, тим самим заощаджуючи ресурси на проведення аналізу ризику там, де це не потрібно.

ОУ являє собою сукупністю складних технічних споруд, що локалізують значну кількість радіоактивних сполук, горючих матеріалів і вибухонебезпечних речовин, які вивільнились у результаті аварії на 4-му блоці ЧАЕС в 1986 році. ОУ може розглядатися як система, що містить джерела ядерної, радіаційної і

загальнотехнічної безпеки, яка має один захисний бар'єр – зовнішнє укриття (оболонка) не має внутрішніх протипожежних перешкод, протипожежних розривів і вогнеперешкоджувальних бар'єрів.

Проведена експертна оцінка ОУ за пожежною безпекою на основі максимально консервативного підходу показала значну пожежну навантагу (приблизно біля 2 тис. т горючих матеріалів), зниження ряду бар'єрів безпеки і рівня пасивного пожежного захисту, огорожувальних конструкцій, що не здатні локалізувати пожежу, їх невизначена межа вогнестійкості і термін експлуатації, наявні випадки займань у приміщеннях об'єкту [14].

Всі дослідження, що проведені на ОУ, і досвід роботи на ньому вказують на те, що в даний час в реальному стані його ПММ підкритичні. Збільшення їх критичності і, як межа, виникнення самовільної ланцюгової реакції (далі – СЛР) можливо тільки у разі зміні стану палива. Така зміна може бути викликана різними вихідними подіями, наприклад, зовнішніми: сейсмічними й їх наслідками, ураганом і його наслідками, авіакатастрофою, паводком, або внутрішніми: аваріями, що приводять до затоплення приміщень водою, пожежею, вибухом, який обумовлений хімічними реакціями (наприклад, вибухом радіолізного водню), старінням елементів конструкцій і їх руйнуванням, зміною фізичного стану, хімічних властивостей речовин, які сприяють збільшенню концентрації ядерно небезпечних матеріалів. Перераховані вихідні події можуть привести до зміни існуючих композицій ПММ і виникненню ядерної аварії.

Пожежа у приміщеннях ОУ характеризується необхідними подіями, шляхами їх перебігу і наслідками. Наявність на об'єкті значної кількості горючих матеріалів, що знаходяться у довільній формі в неізольованих в пожежному відношенні умовах, у разі відсутності герметичних вогнеперешкоджуючих бар'єрів і протипожежних розривів, а також невизначеність у межах вогнестійкості будівельних конструкцій під час дії зовнішніх і внутрішніх вихідних подій може привести до займання. Наявність розгалуженої системи припливно-витяжної вентиляції ліфтових шахт і сходових кліток, що залишилась після аварії, а також кабельних шахт, тунелів і каналів сприяє швидкому

поширенню вогню по приміщенням і розвитку пожежі. Все це, у сукупності, дозволило констатувати, що об'єкт представляє собою зруйнований запроектною аварією 4-й блок ЧАЕС, у ньому існує ймовірність виникнення і розвитку пожежі, яка може бути причиною руйнувань фізичних бар'єрів, порушення герметичності і виходу РПЗ за його межі [15, 16]. Для математичного моделювання температурного режиму, напрямку розвитку і тривалості пожежі в приміщенні ОУ використовувались наступні рівняння [17].

1. Рівняння матеріального балансу:

$$\frac{P_C \cdot V}{R} \cdot \frac{d}{d\tau_{II}} \left(\frac{1}{T_C} \right) = V_B + V_M - V_G, \quad (2.1)$$

де P_C – середньооб'ємний тиск;

V – об'єм виробки;

R – газова постійна;

τ_{II} – поточний час пожежі;

T_C – середньооб'ємна температура;

V_B – середній об'єм повітря у приміщенні ОУ;

V_M – витрата повітря, що поступає у приміщення;

V_G – кількість газів, що виходять з приміщення (продуктів згорання).

2. Рівняння стану навколишнього середовища:

$$P_C = \rho_C R T_C, \quad (2.2)$$

де ρ_C – середньооб'ємна густина навколишнього середовища у приміщенні.

3. Рівняння кисневого балансу:

$$\frac{d}{d\tau} \left(\frac{P_C V X_K}{R T_C} \right) = V_B X_{KII} - V_G X_{KG} - V_M \gamma_K m_K, \quad (2.3)$$

де X_K – концентрація кисню в осередку займання (середньооб'ємна);

X_{KII} – концентрація кисню у повітрі, що поступає;

X_{KG} – концентрація кисню в газах, що відходять;

γ_K – повнота згорання;

m_K – маса кисню, що необхідна для згорання одиниці маси горючого матеріалу.

4. Рівняння швидкості вигорання горючих матеріалів в осередку пожежі:

$$V_M = 0,07b_{\Pi} h_{\Pi}^{3/2}, \quad (2.4)$$

де b_{Π}, h_{Π} – ширина і висота приміщення.

5. Рівняння утворення продуктів згорання під час пожежі:

$$V_{\Gamma} = 0,6b_{\Pi} h_{\Pi}^{3/2}. \quad (2.5)$$

6. Рівняння максимальної швидкості виділення тепла під час пожежі:

$$q = 0,09F_b h_b^{1/2} Q_M, \quad (2.6)$$

де $F_b \cdot h_b^{1/2}$ – параметр вентиляції, що визначає величину газообміну між зоною пожежі і зовнішнім середовищем,

Q_M – теплота згорання горючого матеріалу.

Будемо розрізняти об'ємні і локальні пожежі. У випадку об'ємної пожежі горить уся пожежна навантага, що наявна у приміщенні, температура газів за рахунок їх турбулентного перемішування вирівнюється. Пожежі в приміщеннях ОУ будемо ділити на регульовані пожежною навантагою і регульовані вентиляцією. Відрізняються вони тим, що у другому випадку питома пожежна навантага g_n вище деякої критичної величини $g_{нкр}$ і для її вигорання недостатньо кисню. Тому інтенсивність пожежі буде визначатися розміром і розміщенням пройм через які в осередок пожежі із навколишнього середовища надходить кисень. Значення $g_{нкр}$ наведено в табл. В.1 додатку В.

Під час проведення розрахунку $g_{нкр}$ масу пожежної навантаги відносили до площі всієї поверхні у приміщенні, що обігривається, $S_{повн.}$, тобто сумарної поверхні стін, підлоги, стелі без вирахування пройм. Розраховуючи F_{Π} , площу пройм S_w відносили до площі підлоги S_n . Питома критичну кількість пожежної

навантаги можна визначити за формулою:

$$g_{нкр} = \frac{4500 F_{\Pi}^3}{1 + 500 F_{\Pi}^3} + \frac{V^{1/3}}{6V_B}, \quad (2.7)$$

де V_B – кількість повітря, необхідна для згорання 1 кг матеріалу пожежної навантаги.

$$V_B = \frac{\sum_i V_{B_i} m_{Г.М_i}}{\sum_i m_{Г.М_i}}, \quad (2.8)$$

де V_{B_i} – кількість повітря, що необхідна для згорання 1 кг i -го компонента пожежної навантаги;

$m_{Г.М_i}$ – i -ий компонент пожежної навантаги.

Для приміщень об'ємом $V=10 \text{ м}^3$:

$$F_{\Pi} = \sum_i \frac{S_{W_i} h_i^{1/2}}{V^{2/3}}. \quad (2.9)$$

Для приміщень об'ємом $V>10 \text{ м}^3$:

$$F_{\Pi} = \sum_i \frac{S_{W_i} h_i^{1/2}}{S_{\Pi}}. \quad (2.10)$$

Питоме значення пожежної навантаги для штучного приміщення визначали за формулою:

$$g_{\Pi} = \frac{\sum_i m_{Г.М_i} Q_{H_i}^P}{\left(6S_{\Pi} - \sum_i S_{W_i}\right) Q_D}, \quad (2.11)$$

де $Q_{H_i}^P$ – теплота згорання i -го горючого матеріалу;

Q_D – теплота згорання деревини.

Якщо $g_{нкр} < g_n$, то у приміщенні можлива пожежа з регульованою пожежною навантагою. Якщо $g_{нкр} > g_n$, то можлива пожежа з регульованою вентиляцією. Час, необхідний для повного охоплення приміщення полум'ям, є параметром, що залежить від вентиляційних характеристик приміщення – коефіцієнта пройм приміщення під час пожежі, і режиму можливої пожежі, який визначається пожежною навантагою у пожежонебезпечному приміщенні. Для випадку режиму пожежі з повним охопленням приміщення, час заповнення приміщення пожежею визначається густиною речовин стін приміщення, табличні дані цієї залежності згладжуються наступною формулою:

$$\tau = \frac{24,703 + 5,7852}{1 + \exp\left(\frac{\rho \cdot 1000 - 408,25}{-354,79}\right) - 5,7852} \cdot 60, \quad (2.12)$$

де ρ – густина речовин облицювання стін приміщення.

Для випадку режиму пожежі, що задається вентиляцією, і пожежі, що задається паливом, час охоплення приміщення пожежею визначається коефіцієнтом пройм приміщення під час пожежі:

$$\tau = \frac{0,08}{F_{п}}, \quad (2.13)$$

де $F_{п}$ – коефіцієнт пройм приміщення.

Коефіцієнт пройм приміщення під час пожежі є величиною, що визначає можливий режим її протікання, і виражається наступною формулою:

$$F_{п} = \frac{A_w H^{1/2}}{A_t}, \quad (2.14)$$

де H – висота вентиляційного пройму приміщення ОУ;

A_t – площа поверхні горючого матеріалу у приміщенні;

A_w – площа вентиляційного пройму приміщення ОУ.

В умовах обмеженої вентиляції режим горіння описується наступним

співвідношенням:

$$m = 0,091667 A_w h^{1/2}, \quad (2.15)$$

де H – висота вентиляційного проїму приміщення ОУ;

A_w – площа вентиляційного проїму приміщення ОУ.

Режим повного охоплення приміщення полум'ям спостерігається, якщо швидкість горіння речовин у приміщенні більше 80 г/с, менше швидкості характерної для пожежі, обмеженої вентиляцією і більше граничної швидкості, визначається співвідношенням:

$$m_{limit} = 50 + 33,3 A_w H^{1/2}. \quad (2.16)$$

Режим пожежі, обмеженої паливом, характерний для великих коефіцієнтів проїм приміщень і швидкості горіння, менших величин, що характерні для пожеж, які визначаються вентиляцією і для пожеж з повним охопленням приміщення. Швидкість вигорання горючої речовини в умовах достатньої кількості повітря у зоні горіння, визначається співвідношенням теплових потоків у зоні горіння:

$$m = \chi A_f \frac{Q_{F''}^L - Q_{L''}^L}{L_V}, \quad (2.17)$$

де χ – коефіцієнт, який враховує неповноту згорання палива;

A_f – площа поверхні горючого матеріалу;

$Q_{F''}^L$ – тепловий потік від полум'я до поверхні (таблична величина, що характеризує горючий матеріал);

$Q_{L''}^L$ – втрати теплового потоку від поверхні (таблична величина, що характеризує горючий матеріал);

L_V – тепло, яке необхідне для утворення летких речовин.

В даний час відсутні нормативні вимоги з обмеження пожежної навантаги в приміщенні ОУ. В той же час, важко виконати умови, що виключають поширення

полум'я по горючій підлозі, стінах, стелі за рахунок обмеження маси горючих речовин у приміщеннях ОУ, тому, виникнення об'ємних пожеж в реакторному залі не виключено. Оцінки показують, що зазвичай можливі об'ємні пожежі в ОУ необхідно відносити до категорії пожеж, регульованих вентиляцією. Характеристики таких пожеж можуть бути оцінені за формулами [14, 15, 18].

1. Середньооб'ємна максимальна температура газів у приміщенні:

$$T_{\max} - T_0 = 320 g_n^{0,528} (1,08 - 9 \cdot 10^{-3} F), \quad (2.18)$$

де $\Pi > 4,5\%$.

2. Еквівалентний діаметр осередку (факела) пожежі:

$$D = \sqrt{\frac{4}{\pi} F_{\text{гор.}}}, \quad (2.19)$$

де $F_{\text{гор.}}$ – площа, на якій відбувається горіння пожежної навантаги (зазвичай $F_{\text{гор.}} = S_{\text{повн.}}$).

3. Висота, на якій температура газів у полум'ї досягає максимального значення (1373 К):

$$y_{\max} = 1,08D. \quad (2.20)$$

4. Висота факелу полум'я:

$$H_0 = (2,5 \div 3) y_{\max}. \quad (2.21)$$

5. Швидкість вигорання пожежної навантаги:

$$R_{\max} = 91,75 S_W h^{1/2}. \quad (2.22)$$

6. Тривалість пожежі:

$$t_n = \frac{g_n S_{\text{повн.}} Q_H^P}{6285 S_W h^{1/2}}. \quad (2.23)$$

7. Швидкість газів у полум'ї по осі факелу на висоті $\bar{y} = y/y_{\max}$:

$$u = 10,6(\bar{y})^{1,32} e^{-0,69\bar{y}} D^{0,5}. \quad (2.24)$$

Тут g_n визначалась в кг/м². Проведені оцінки показали, що t_{II} коливається від 0,45 до 6 год (в залежності від рівня пожежної навантаги і стану пройм), а t_{\max} може досягати 1273 К за значенням H_0 від 2 до 10 м, тобто, полум'я може охоплювати значну частину об'єму. Оскільки обмежити загальну кількість пожежної навантаги приміщень ОУ на безпечному рівні важко, то для ліквідації осередку займання повинні бути передбачені вимоги до розміщення пожежної навантаги і розмірів протипожежних розривів навколо зон розміщення горючих матеріалів. Для їх розроблення можна скористатися формулою для розрахунку густини потоку теплового випромінювання, яке падає на поверхню горючого покриття підлоги і стін у залежності від віддалі до осередку займання [18]:

$$q_R = A_{II} \sigma T_f^4 \left(\frac{x}{D} \right)^{-B_{II}}, \quad (2.25)$$

де T_f – ефективна температура полум'я (1370 К);

σ – константа Стефана-Больцмана (5,7 10 Вт/м² град);

x – віддаль від осі факелу полум'я;

A_{II} і B_{II} – коефіцієнти, що визначаються для вертикальних і горизонтальних поверхонь в залежності від оптичної характеристики осередку займання – числа Бугера (Bu) [13]:

$$Bu = k_0 D, \quad (2.26)$$

де k_0 – коефіцієнт ослаблення випромінювання газовим середовищем в об'ємі факелу, м⁻¹;

$$k_0 = 1,6 \cdot 10^{-3} T'_{\max} - 0,5, \quad (2.27)$$

де $T'_{\max}=T_f=1370$ К під час горіння стандартної деревини.

Допускаючи з запасом, що пластикат типу ПВХ може горіти за умов $qR=q_0=1,54 \cdot 10^4$ Вт/м², то можна отримати розмір $(x-D/2)$, який характеризує ширину протипожежного розриву між зоною розміщення горючих матеріалів і пластикатовим покриттям підлоги, а також ширину зони горіння емалевих покриттів стін (тут $q_0=2,4 \cdot 10^4$ Вт/м² – для шестишарового покриття стін емаллю). За умови $qR=\sigma T_g^4$ можна за температурою самозаймання горючих матеріалів отримати значення $(x-D/2)$, що характеризує віддалення зон зберігання горючих матеріалів одна від одної, де не буде відбуватися поширення вогню за рахунок займання горючих матеріалів під час нагрівання.

Зазвичай під час об'ємних пожеж вогнестійкість будівельних конструкцій визначається вогнестійкістю перекриттів, що виконані з монолітного залізобетону (важкий бетон з густиною 2300 кг/м³, з природною вологістю не більше 2,5%, що виключає його вибухове руйнування під час нагрівання). Нагрівання перекриття одностороннє. В гіршому випадку (об'ємна пожежа у приміщенні) воно здійснюється зі сторони розтягнутих елементів конструкцій, що захищаються шаром бетону товщиною (50–70) мм. Критична температура нагрівання цих елементів 773 К. Час до втрати несучої здатності перекриття t_0 , оцінювали за формулою [14]:

$$\operatorname{erf}\left(\Delta x/2\sqrt{at_0}\right)=\frac{T_{II}-T_{крII}}{T_{II}-T_0}, \quad (2.28)$$

де $\operatorname{erf}\left(\Delta x/2\sqrt{at_0}\right)$ – табульована функція інтеграла помилок;

T_{II} – температура поверхні перекриття зі сторони осередку пожежі, яку будемо вважати постійною протягом часу $t < t_n$ і рівною $t_{n_{\max}}$;

t_n – тривалість пожежі (до закінчення його розвинутою стадії);

T_0 – початкова температура перекриття ($T_0=293$ К).

2.1.2. Методичні основи проведення аналізу безпеки проміжного сховища відпрацьованого ядерного палива

Експлуатація СВЯП-1 відноситься до радіаційно небезпечних видів діяльності, а СВЯП – до ядерно-небезпечних об'єктів, що можуть негативно впливати на людину і навколишнє середовище. Отже, в процесі експлуатації СВЯП-1 найвищий пріоритет набуває проблема мінімізації техногенно-екологічної небезпеки та захист екосистеми від надлишкових радіаційних навантажень. Всі ці заходи необхідні для створення гарантій того, що в усіх режимах експлуатації і проектних аваріях дози опромінення персоналу та населення, концентрації радіоактивних речовин в навколишньому середовищі будуть на розумно низькому рівні і не будуть перевищувати встановлені наглядовими органами межі.

Різні аспекти та окремі підходи до підвищення рівня ядерної, радіаційної та техногенно-екологічної небезпеки СВЯП висвітлено в національних нормах і правилах, регулюючих документах, наприклад, у законах України [19–21], нормах і правилах безпеки [22–24], документах МАГАТЕ [25–27], де міститься докладний опис систем, технічних і організаційних заходів, що вживаються для забезпечення безпеки СВЯП, але через те, що цей процес є безперервним, постійним і надзвичайно актуальним, дослідження обумовлюють необхідність розробки нових методів оцінювання безпеки аналізованого об'єкта, що дозволили б провести інтеграцію набору різних даних в рамках єдиного підходу.

Основною метою забезпечення безпеки СВЯП – є запобігання неконтрольованого розвитку ядерних реакцій і поширення радіації на довкілля. Тому постійно переглядаються вимоги до безпеки СВЯП з урахуванням вітчизняного досвіду ліцензування та сучасних міжнародних документів, шляхом гармонізації національних норм та правил з ядерної та радіаційної безпеки з:

- оновленими референтними рівнями WENRA для СВЯП (Report. Waste and Spent Fuel Storage Safety Reference Levels, version 2.2, April 2014);

- міжнародними основними стандартами МАГАТЕ для СВЯП (Storage of Spent Fuel, SSG-15, February 2012);

- основними регулюючими документами Комісії Ядерного Регулювання США (Code of Federal Regulations (CFR), TITLE 10, Part 72 – Licensing Requirements for the Independent Storage of Spent Nuclear Fuel, High-level Radioactive Waste, and Reactor-Related Greater Than Class C Waste; NUREG-1567, Standard Review Plan for Spent Fuel Dry Storage Facilities) тощо.

З іншого боку постійно вдосконалюють методики аналізу безпеки СВЯП, що мають застосовуватися під час підготовки ВЯП до зберігання та у разі довготривалого зберігання, включаючи, зокрема, застосування таких основоположних принципів [28–30] як культури безпеки, відповідальності та функцій експлуатуючої організації, глибокоешелонованого захисту, радіаційної безпеки, апробованої інженерно-технічної практики, класифікації за впливом на безпеку, контролю та обліку ядерних матеріалів, фізичного захисту, управління якістю, врахуванням досвіду, аналізом та переоцінкою безпеки.

Ідентифікація джерел небезпеки – первинне (початкове) визначення ступеня небезпеки СВЯП-1 ґрунтується на аналізі можливих видів шкоди, що завдається техносфері, людині і довкіллю, та виділення пріоритетних для проведення подальшого аналізу джерел техногенної небезпеки [31]. Стадія ідентифікації передбачає підготовку системи вихідних даних на СВЯП і територію, виявлення і кількісний опис небезпек (запасів енергії і небезпечних речовин на СВЯП-1, умов їх руйнівного вивільнення). На стадії ідентифікації створюється база даних про СВЯП-1, що містить необхідну інформацію для подальшого розрахунку сценаріїв виникнення і розвитку аварій. Після ідентифікації небезпек (виявлення принципово можливого ступеня потенційної небезпеки) необхідно оцінити їх рівень і наслідки, до яких вони можуть призвести, тобто ймовірність відповідних подій і пов'язаний з ними потенційний прямий або непрямий збиток.

Основними подіями, пов'язаними з безпекою, є порушення, аварії та надзвичайні ситуації. Під порушенням в даному випадку розуміється перехід параметрів, що характеризують функціонування СВЯП-1, за межі, встановлені нормативами. На стадії експлуатації СВЯП-1 найбільш ємним є канал інформації, що містить відомості про порушення умов експлуатації, яке обумовлено, по-

перше, тим, що порушення відбуваються набагато частіше, ніж аварії, по-друге, схожістю порушень і аварій, що дозволяє виявити аварійні фактори.

Оперативне керування експлуатаційною безпекою СВЯП-1 доцільно орієнтувати на результати аналізу порушень. В цьому разі необхідно розробити відповідний математичний апарат аналізу даних, заснований на кількісній оцінці показників безпеки СВЯП-1 за даними про порушення під час його експлуатації. Для реалізації такого підходу необхідно сформувати набір показників, що характеризують тяжкість порушень і відповідні методи їх оцінки. Рішення даного завдання ускладнюється такими особливостями, що властиві для СВЯП-1 відсутність алгоритму обчислення стану об'єкта, який досліджується на основі його математичного опису, нестационарність об'єкта захисту, що проявляється в зміні його характеристик, параметрів і еволюції в часі, технічна неможливість врахування всіх чинників, що впливають на об'єкт захисту в області межі стійкості.

Формування показників безпеки СВЯП-1 повинно будуватися на реалізації відповідних принципів їх вибору, основними з яких є наступні: номенклатура показників безпеки повинна бути необхідною для характеристики безпеки об'єкта, тобто до їх складу слід впроваджувати незалежні один від одного показники та номенклатура показників безпеки повинна бути достатньою для її характеристики, тобто їх набір повинен відповідати колу завдань, що вирішуються. Оскільки будь-яка аварія (проектна або позапроектна) характеризується вихідними подіями, шляхами протікання аварії і наслідками, в роботі, в якості показника безпеки, пропонується використовувати комплексний показник потенційної небезпеки СВЯП-1.

Аналіз і оцінка рівня потенційної небезпеки СВЯП-1 є тим методичним інструментом за допомогою якого потенційну небезпеку може бути оцінено кількісно. В багатьох випадках цей інструмент є по суті єдиною можливістю дослідити складні сучасні питання безпеки, відповідь на які не може бути отримано з практичного досвіду, як, наприклад, виникнення і розвиток аварій з вкрай малою ймовірністю реалізації, але з великими потенційними наслідками, як

це було у випадку важкої аварії на АЕС Fukushima-Daiichi (Японія), що трапилась 11 березня 2011 року. Тяжка аварія (severe accident – SA) на СВЯП-1 – аварія, під час якої створюється неприпустимий ризик для персоналу, населення і навколишнього середовища або наслідки якої призводять до недоцільності відновлення об'єкта. Для СВЯП-1 тяжка аварія пов'язана з руйнуванням БВ (плавлення ВТВЗ) або – це вибух радіолітичного газу з послідувачим горінням.

В атомній енергетиці існує система оцінки зміни ризику від експлуатаційних подій на базі комп'ютеризованої методології (аналіз попередників аварій – ASP-Accident Sequence Precursor), розроблену в США (NRC) методологія для досліджень значення експлуатаційних подій на АЕС на основі попередньо розроблених імовірнісних моделей [32]. Імовірнісний аналіз безпеки (далі – ІАБ) є основним методом кількісних розрахунків ризику. Оцінка вихідних подій проводиться для подій (порушень), що входять до переліку вихідних подій \tilde{I} . Розглядаються тільки ті аварійні послідовності, що пов'язані з даною вихідною подією. Умовна оцінка станів проводиться для подій (порушень), що не входять в перелік вихідних подій \tilde{I} , але включає відмови, що можуть статися під час усунення наслідків вихідних подій.

Для досліджень ASP мають значення наступні показники безпеки СВЯП-1:

1) частота тяжкої аварії (Frequency Severe Accident – FSA) – це рівень небезпеки, виражений як середнє очікуваних тяжких аварій на годину. Це визначення можна порівняти з визначенням, що наводиться в ІАБ, відмінність полягає тільки в вимірі часу (години);

2) імовірність тяжкої аварії (Probability Severe Accident – PSA) – це ймовірність виникнення події тяжких аварій за час експлуатації t , за умови, що всі системи СВЯП-1 експлуатуються з номінальними (розрахунковими) значеннями рівнів (імовірностей) відмов. Цей показник використовується для умовної оцінки ситуацій за певний проміжок часу. Перехід від частоти тяжкої аварії до можливості тяжкої аварії за час t в годинах здійснюється за формулою:

$$PSA = 1 - [\exp(-FSA \cdot t)]; \quad (2.29)$$

3) умовна частота тяжких аварій (Conditional Frequency Severe Accident – FSA (CFSA)) – це рівень небезпеки, виражений як середнє очікуване число тяжких аварій на годину, обумовлений безліччю відомих (що відбулися) відмов або нерегламентних умов експлуатації об'єкта (за умови набору відмов);

4) умовна ймовірність важких аварій (Conditional Probability Severe Accident –CPSA) – це ймовірність виникнення події тяжкої аварії, обумовлена безліччю відомих (що відбулися) відмов або нерегламентних умов експлуатації об'єкта (за умови набору відмов). Є показником того, наскільки близько підійшло СВЯП-1 до події тяжкої аварії в процесі експлуатації. Показники оцінки стану пов'язані формулою, аналогічною формулі (2.29):

$$CPSA = 1 - [\exp(-CFSA \cdot t)]; \quad (2.30)$$

5) параметр важливості події (Event Importance (H)) – це зміна ймовірності тяжкої аварії для експлуатаційної події, що аналізується по відношенню до номінальної можливості тяжкої аварії під час даної вихідної події. Важливість події визначається за формулою:

$$H = CPSA - PSA. \quad (2.31)$$

Останній показник за структурою і визначає, наскільки змінюється ймовірність тяжких аварій через негативні події, що мали місце на об'єкті дослідження. З наведених визначень на основі описаних процедур імовірнісного структурно-логічного моделювання слідує процедури аналізу попередників аварій для СВЯП-1. Процес оцінки вихідних подій (H) в ході аналізу ймовірності аварій на СВЯП-1 складається з наступних кроків: 1) для вихідної події, що досліджується, якщо неможливо відновлення функцій оператором, задається ймовірністю у вигляді одиниці, що означає подію, що реально відбулася; 2) для інших вихідних подій, що моделюються в ASP, частоти дорівнюють нулю, тобто ймовірності інших вихідних подій вважаються малими, коли відбувається перша подія; 3) далі проводять модифікацію моделі з метою відображення подій, що

погіршують ситуацію. Зазвичай здійснюють зміни ймовірностей базисних подій відмов обладнання та помилок персоналу, що дійсно відбулися. Для них значення ймовірності приймається рівним 0 або 1, а також вносять зміни в логіку дерева відмов; 4) якщо змінюють логіку (за нечіткого моделювання) дерева відмов і дерев подій, необхідно провести генерацію мінімальних перетинів і аварійних послідовностей; 5) потім виконують кількісний розрахунок аварійних послідовностей, що включає значення ймовірності ризику, визначення значущості базисних подій, аналіз чутливості та невизначеностей; 6) визначається тривалість аналізованого стану відмови елемента або системи; 7) після чого розраховується ймовірність аварії за певний період часу з урахуванням змін, що відбулися.

Процес проведення розрахунково-аналітичних досліджень виникнення і розвитку аварії на СВЯП-1 розбивали на такі послідовні етапи: 1) аналіз причин виникнення та шляхів розвитку аварії; 2) формування сценаріїв аварії, (сценарій складається з подій, що відбуваються на об'єкті дослідження); 3) розробка логічних схем розвитку аварії (в якості елементів схеми виступають події зі сценарію, тобто ті, що відбуваються на об'єкті дослідження під час розвитку аварії). На перших двох етапах складається фізична модель виникнення та розвитку аварії на СВЯП-1, результатом цих етапів є вибір сценарію аварії. Після того, як сценарій аварії складений, необхідно визначити математичну модель цього процесу. Сутність математичного моделювання аварійних процесів полягає в переході від досліджуваного об'єкта до його математичної моделі та подальшому дослідженні моделі в рамках обчислювального експерименту за допомогою програмно-реалізованих обчислювально-логічних алгоритмів. Для цього будується логічна схема розвитку аварії. За логічною схемою виписується логічна функція, аргументами якої є події, присутні в логічній схемі (рис. 2.1).

Після виявлення всіх сценаріїв можливих аварій проводиться оцінка ймовірності їх реалізації. Далі проводиться оцінка впливу факторів небезпеки на об'єкті дослідження для кожного з можливих сценаріїв. Після цього, підставляючи в значення ймовірностей, що входять до неї, обчислюється ймовірність виникнення кінцевої події.



Рис. 2.1 – Алгоритм аналізу та оцінювання рівня потенційної небезпеки СВЯП-1

Останній крок – це процес підтримки прийняття рішень з попередження аварій і мінімізації екологічних наслідків, що варто розділити на три основні етапи (рис. 2.2): 1) формування груп експертів (спеціалістів), компетентних в предметній області; 2) групова побудова бази знань предметної області базуючись як на об'єктивній, так і на експертній інформації; 3) формування рекомендацій для особи, що приймає рішення на основі даних побудованої бази знань. В підсумку, розрахований показник імовірності порівнюється з допустимим рівнем безпеки і робиться висновок про достатність вжитих заходів для забезпечення захисту об'єкта дослідження від небезпек.

Якщо ці заходи незадовільні, виявляються ті місця, що відповідають за високий рівень небезпеки. Далі розробляються пропозиції щодо вдосконалення вжитих заходів і проводиться переоцінка рівня безпеки об'єкта дослідження. Отже, формування сценаріїв виникнення і розвитку аварій на СВЯП-1 полягає в пошуку тимчасової послідовності допустимих значущих подій, що визначають моменти переходу досліджуваного об'єкта в якісно новий небезпечний стан з обліком зазначених умов безпеки. Водночас слід зазначити, що процедура проведення аналізу рівня потенційної небезпеки об'єкта дослідження в повному обсязі є дуже складною і вимагає великих інтелектуальних і технічних ресурсів. Необхідно також враховувати той факт, що не всі складові етапи аналізу рівня потенційної небезпеки об'єкта дослідження розроблені на однаковому рівні і мають різний

досвід використання. Для подолання наслідків аварій необхідно залучення різних ресурсів, що включають кадрові, фінансові, матеріальні, інформаційні та інші складові.

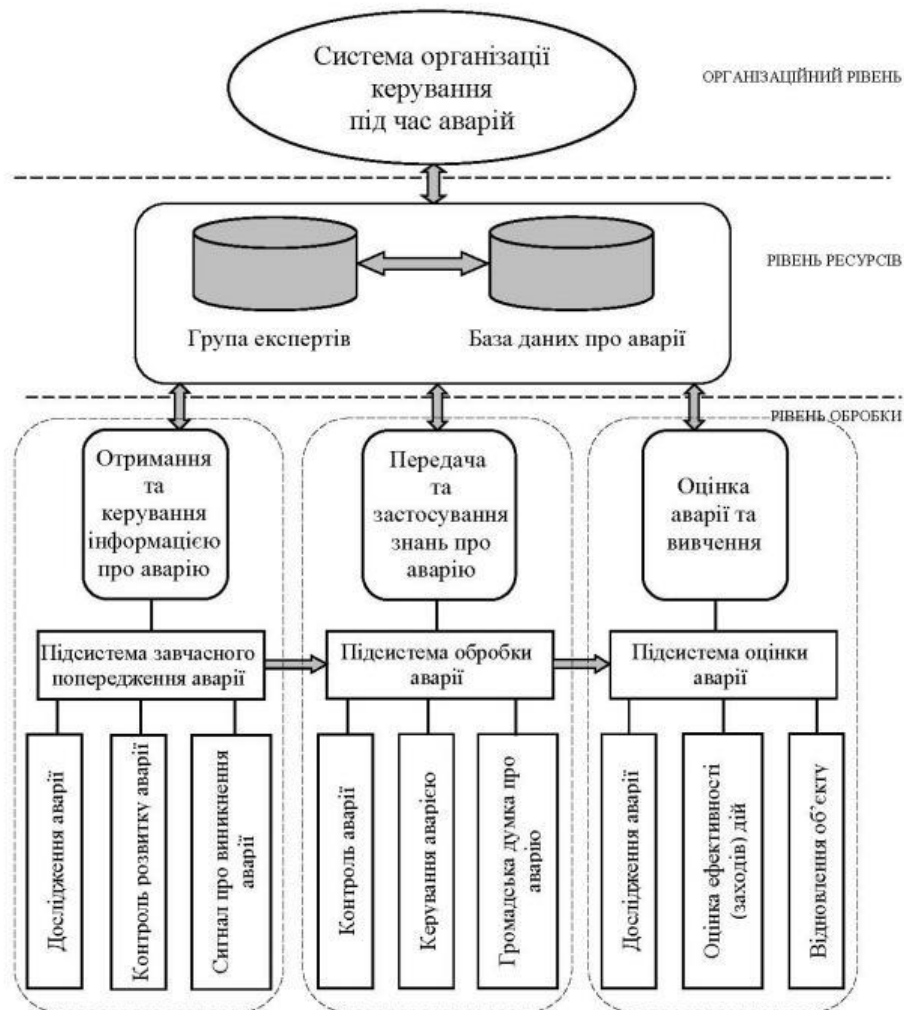


Рис. 2.2 – Структурна схема системи аварійного керування під час аварії на СВЯП-1

Аналізуючи знання про аварію, спеціалісти можуть вдосконалити певний режим, необхідний в аварійній ситуації, або встановити нову схему захисту СВЯП-1. Експерти визначають показник передаварійної ситуації згідно з базою знань, а потім визначають аварійну ситуацію шляхом зіставлення інформації про аварію з показником передаварійної ситуації. Ідентифікація аварійної ситуації разом з оголошенням інформації про передаварійну ситуацію утворюють модуль попередження про аварійну ситуацію. Точний попереджувальний сигнал модуля, що повідомляє про аварію, є дуже важливим інструментом для своєчасного

визначення аварійної ситуації. Для прийняття рішень з урахуванням значущості кожного аспекту відносно один одного і кількісної оцінки варіантів рішень запропоновано використовувати підхід на основі методу аналізу ієрархій.

Нехай $V = \{V_j\}$, $j = \overline{1, M}$ – множина можливих альтернатив (варіантів) модифікації («А», «В», «С» і т.д.); $A = \{A_i\}$, $i = \overline{1, N}$ – множина аспектів, що розглядаються в аналізі модифікації. Тоді кожному аспектові експерти присвоюють оцінку впливу E_{ji} , що лежить в діапазоні $[E_{\min}, E_{\max}]$, де $E_{\min}=1$, $E_{\max}=9$. За наявності K експертів їхні оцінки усереднюються з урахуванням ваги β_k , $k = \overline{1, K}$ кожного з експертів. За вагу експерта береться його кількість років роботи (Y_k) в галузі атомної енергетики. Зважена середня по експертах оцінка обчислюється за формулою:

$$\hat{E}_{ji} = \sum_{k=1}^K \beta_k E_{jik} = \sum_{k=1}^K Y_k E_{jik} / \sum_{k=1}^K Y_k. \quad (2.32)$$

Важливим етапом експертного оцінювання є перевірка узгодженості думок експертів. За відсутності значимої узгодженості необхідно виявити причини неузгодженості (наявність груп) і визнати відсутність узгодженої думки (нікчемні результати). За міру узгодженості думок експертів можна використовувати середнє квадратичне відхилення за множиною оцінок, даних K експертами:

$$\sigma_{jk} = \sqrt{\frac{1}{K} \sum_{k=1}^K (E_{jik} - \bar{E}_{ji})^2}, \quad (2.33)$$

де $\bar{E}_{ji} = \frac{1}{K} \sum_{k=1}^K E_{jik}$ – середня оцінка експертів.

Критерій узгодженості думок експертів:

$$\Omega_{jk} = \frac{\sigma_{jk}}{\bar{E}_{jk}} \cdot 100\% \leq \Omega_0, \quad (2.34)$$

де Ω_{jk} – рівень неузгодженості думок експертів з j, k -ї оцінки, %;

Ω_0 — допустимий рівень неузгодженості оцінок експертів, %.

Звичайно береться $\Omega_0=20\%$ і оцінки експертів не перевищують цього рівня непогодженості, оскільки до експертизи модифікацій СВЯП-1 залучаються висококваліфіковані експерти з багаторічним досвідом роботи в галузі атомної енергетики і, що, як правило, приходять до погодженої думки з більшості оцінюваних заходів безпеки. Далі елементам множини альтернатив A поставимо у відповідність вагові коефіцієнти заходів безпеки $\{\alpha_i\}$, $i=\overline{1, N}$, де $\alpha_i \in [\alpha_{\min}, \alpha_{\max}]$, $\alpha_{\min} = 0$, $\alpha_{\max} = 10$. Введемо також нормовані коефіцієнти ваги заходів безпеки:

$$\tilde{\alpha}_i = \frac{\alpha_i}{\alpha_{\max} N}, \quad (2.35)$$

де $\tilde{\alpha}_i \in [0, 1]$, причому

$$\sum_{i=1}^N \tilde{\alpha}_i = \sum_{i=1}^N \frac{\alpha_i}{\alpha_{\max} N} = \frac{1}{\alpha_{\max} N} \sum_{i=1}^N \alpha_i \leq 1 \quad (2.36)$$

Тоді значення вектора пріоритету альтернативи (функціоналу експертного оцінювання) будемо обчислювати за формулою:

$$C = \{C_j\}, \quad (2.37)$$

де $C_j = \sum_{i=1}^N \alpha_i \hat{E}_{ji}$, $j=\overline{1, M}$, і те ж саме в нормованому вигляді:

$$\tilde{C} = \{\tilde{C}_j\}, \quad (2.38)$$

$$\text{де } \tilde{C}_j = \sum_{i=1}^N \tilde{\alpha}_i \tilde{E}_{ji} = \sum_{i=1}^N \frac{\alpha_i}{\alpha_{\max} N} \cdot \frac{\hat{E}_{ji}}{E_{\max}} = \frac{1}{\alpha_{\max} V_{MAX} N} \sum_{i=1}^N \alpha_i \hat{E}_{ji} = \frac{C_j}{\alpha_{\max} V_{MAX} N},$$

$$j=\overline{1, M}, \tilde{C}_j \leq 1.$$

Найкращою вважається альтернатива рішення з найбільшим вектором C_j

(або з найбільшим нормалізованим значенням \tilde{C}_j):

$$j^* = \arg \max_j \{C_j\} \text{ або } j^* = \arg \max_j \{\tilde{C}_j\}. \quad (2.39)$$

Результати деталізації ситуації із застосуванням алгоритму прийняття рішень наведено в матриці, згідно з якою на підставі найбільшого вектора позитивне рішення має бути прийняте для варіанта В (табл. 2.1).

Таблиця 2.1

Матриця прийняття рішень на основі оцінок експертів

| Множина заходів безпеки $A = \{A_i\}, i = \overline{1, N}$ | | | | Множина альтернатив $V = \{V_j\}, j = \overline{1, M}$ | | |
|--|-----------------------------------|---|--|---|--------------------------------------|-------------------------------------|
| | | | | $j=1$ | $j=2$ | $j=3$ |
| i | Параметр заходу безпеки | Ступінь важливості i -го заходу безпеки | Ваговий коефіцієнт α_i для заходу безпеки | А | В | С |
| | | | | $(1,3 \cdot 10^{-6} \text{ 1/рік})$ | $(1,98 \cdot 10^{-5} \text{ 1/рік})$ | $(2,7 \cdot 10^{-6} \text{ 1/рік})$ |
| | | | | Зважені середні оцінки \hat{E}_{ji} | | |
| 1 | Вимоги норм і правил | Висока | 10 | 2,16 | 7,14 | 7,22 |
| 2 | Глибокоешелонований захист | Висока | 9 | 5,34 | 5,47 | 5,26 |
| 3 | Запаси безпеки | Середня | 7 | 5,14 | 6,31 | 5,29 |
| 4 | Принцип одиначної відмови | Середня | 6 | 5,31 | 5,82 | 5,49 |
| 5 | Вимоги до кваліфікації обладнання | Середня | 5 | 3,14 | 5,45 | 6,39 |
| 6 | Імовірнісні вимоги | Висока | 8 | 5,42 | 8,96 | 6,11 |
| 7 | Економічні вигоди і втрати | Низька | 4 | 5,25 | 5,59 | 3,15 |
| Вектор пріоритету альтернативи: | | | | 210,1 | 309,9 | 279,2 |
| Нормалізоване значення: | | | | 0,34 | 0,50 | 0,45 |

Примітка. А, В, С – варіанти відмов в СВЯП-1 від реалізації заходу безпеки $A = \{A_i\}, i = \overline{1, N}$.

Таким чином, застосування наведених методів для оцінки передаварійного або аварійного стану СВЯП-1 дозволить підвищити рівень прийняття управлінських рішень та якісного оцінювання рівня безпеки.

2.2. Методика дослідження лісових пожеж у Чорнобильській зоні відчуження та екологічних наслідків від них

Для відкритого горіння лісової пожежної навантаги характерне активне горіння з полум'ям і тлінням, а також висока задимленість повітря димовими газами, пов'язані з утворенням сажових частинок – продуктів неактивного згорання. Поширення диму і сажі в приземних шарах атмосфери сприяє безпосередньому надходженню РПЗ через дихальні шляхи в організм людини. Для розуміння процесу формування доз радіоактивного опромінення людей, що мешкають в зоні дії РПЗ та оцінки радіоекологічних наслідків, необхідно розробити [33]: математичну модель лісової пожежі, модель утворення радіоактивної димової хмари, модель викидів РПЗ із зони лісової пожежі в навколишнє середовище, методи розрахунку дозових навантажень і радіаційних ризиків для населення. В процесі горіння лісової рослинності, забрудненої радіонуклідами, у навколишнє середовище у вигляді диму викидаються РПЗ, що перемішуються в атмосфері з чистими повітряними масами та сприяє міграції, осіданню та забрудненню довкілля.

Стохастичний характер процесів виникнення, розвитку і поширення лісових пожеж та варіювання ступеня горіння рослинності в лісових масивах з малою густиною радіоактивного забруднення, залежать від пожежної навантаги, сезону року та інших пожежотехнічних і метеорологічних факторів, суттєво ускладнюють оцінку радіаційної обстановки та прогноз післярадіаційних наслідків. Тому моделювання вторинного переносу одного з основних дозоутворюючих радіонуклідів ^{137}Cs , прогнозування зміни радіоекологічного стану в процесі лісової пожежі, а також розрахунок індивідуальної і колективної дози опромінення та радіаційного ризику являє собою актуальну задачу. Для оцінки радіаційного стану під час лісової пожежі необхідно знати [34] місце і умови виникнення лісової пожежі, вид лісових насаджень та їх радіоактивне забруднення, клас пожежної небезпеки, пожежну лісову навантагу, тип лісової пожежі, процес протікання пожежі, наявність радіоактивних аерозолів в продуктах згорання і ступінь їх радіаційної небезпеки для людей, процес міграції

РПЗ в навколишнє середовище, зону радіоактивного розповсюдження, з урахуванням напрямків вітру по румбах за даними метеостанцій, загальний час можливого радіоактивного опромінення людей, шляхи надходження РПЗ в організм людини, уразливість населення залежно від віку (вікова категорія), імовірний характер появи злоякісних хвороб і смертельних випадків від дії на організм радіоактивних чинників, імовірність виникнення радіоекологічних наслідків. Процеси виникнення і розвитку лісової пожежі умовно можливо поділити на 3 фази: займання і наростання пожежі, стаціонарне горіння розвинутої пожежі, згасання [35]. Характер і фази розвитку лісової пожежі можна описати з допомогою залежності середньої температури продуктів горіння від часу. Простір, де лісова пожежа виникла і розвивається, буде характеризуватися наявністю зон горіння, теплової дії і задимлення. Лісова пожежа починається із займання, тобто виникнення в момент появи досить потужного джерела запалювання і локального (на обмеженій ділянці площі наявні запаси горючих лісових речовин, розташованих у зоні горіння) гомогенного кінетичного полум'яного горіння. Для того, щоб почалося горіння, повинно утворитися досить потужне джерело запалювання (наприклад, розряд електростатичний, електричний розряд внаслідок дії грози, відкритий вогонь, іскри, розжарення поверхні, підпал і т.і.). Займання може виникнути за таких умов: наявності запасів сухих горючих лісових речовин та достатньої температури і потужності джерела запалювання для початку термічного піролізу сухих горючих речовин з виділенням горючих газів або парів, з утворенням «горючого середовища» (тобто суміш газів або парів з киснем атмосферного повітря) [36].

На початок фази стаціонарного горіння необхідно щоб сформувались [37] зона лісової пожежі, форми, горизонтальні лінійні розміри і просторове розташування «запасів» горючих речовин; багатофакельне полум'я у зоні горіння і висхідна гілка димових газів, зона міграції димових газів у повітрі і шлейф можливого радіаційного впливу.

Фаза згасання лісової пожежі настає в результаті майже повного вигорання запасів горючих лісових речовин або в наслідок різкого погіршення погодних

умов, наприклад, дощу, напрям та швидкість вітру, тощо. Зоною горіння ліса є частина простору, де зосереджені доступні для вогню й окисника наявні горючі тверді речовини, а також де відбувається нагрівання, пароутворення, фізико-хімічний розклад, виділення газоподібних фракцій тощо. Зона теплової дії – частина простору, що примикає до зони горіння, в якій за рахунок теплової дії випромінювання, конвекції, теплопередачі відбуваються незворотні зміни початкового стану лісу. В цій зоні проходить підготовка горючих речовин до факельного горіння і створюються необхідні умови для подальшого поширенню вогню. Зони задимлення являє собою частину простору, що примикає до зони горіння, в якому поширюються в повітрі продукти згорання. Фаза займання завершується в момент коли є перехід від полум'яного однофазного гомогенного горіння до дифузійного ламінарного полум'яного горіння, а також до дифузійно-турбулентного режиму, що характеризується подрібненням одного факела на кілька водночас існуючих факелів, які безперервно змінюють свою форму і лінійні горизонтальні розміри, поширенням вогню поверхнею запалів горючих лісових речовин у зоні пожежі.

Швидкість вигорання деревини залежить від багатьох факторів: швидкості нагрівання, густини деревини, вологості, розташування поверхні горіння по відношенню до напрямку теплового потоку тощо. Середня швидкість вигорання сосни становить приблизно 4,5 мм/хв, ялини – 1,1 мм/хв. Деревина у фазі розвинутої лісової пожежі вигорає майже з постійною швидкістю. Температурний перепад для сосни досягає величини, починаючи з температури займання – 490 К, до температури порядку 1400 К, що досягається під час тривалої пожежі. В інформаційній моделі ліс розглядається як одноярусне двофазне середовище, що складається з повітря і газоподібних продуктів піролізу під час горіння ЛГМ та твердих продуктів піролізу ЛГМ (тверда фаза). Під час побудови фізико-математичної моделі двофазної гетерогенної суміші на основі методів механіки суцільного середовища така суміш представляється як двокомпонентний континуум із взаємопроникаючим рухом фаз та міжфазним обміном масою, імпульсом і енергією. Газова фаза є багатокомпонентним середовищем, що

складається з горючих газів (CO, H₂, CH₂ тощо), негорючих газів (CO₂, N₂ та ін.), дисперсної сажі та окисника (O₂). В цьому разі припускаємо, що частинки дисперсної сажі рухаються разом з газовою фазою і під час згоряння сажі, процес теплообміну проходить швидко і можна розглядати єдину температуру газової фази. Тверда фаза також являється багатокомпонентним середовищем, що складається з ЛГМ та продуктів їх піролізу – коксу і попелу.

Лісова пожежа здатна визвати займання ЛГМ на віддалі до 100 м від полум'яного факелу (площа зони від $7 \cdot 10^3$ до $9 \cdot 10^4$ м²). У процесі горіння ЛГМ забруднених радіонуклідами в атмосферу може бути викинуто десятки тон РПЗ. Тривалість життя радіоактивної димової хмари у нижній тропосфері (до 1,5 км) менше тижня, у верхній тропосфері – місяць, у стратосфері – 1–3 роки, що являє собою додатковим радіаційним навантаженням для населення, що проживає в чистій зоні. Процес утворення «димової хмари» над місцем лісової пожежі помітно відрізняється від хмар, що розвиваються в нормальних природних умовах. Фізичною причиною формування «димової хмари» є наявність потужного теплового джерела, що визиває розвиток сильної конвективної течії в локальному об'ємі атмосфери і утворенню димових хмар значної вертикальної протяжності. Потужність, розміри і час існування джерела тепла визначають особливості динаміки димових хмар, що утворюються і їх мікроструктуру. Так, швидкість висхідного потоку в них може перевищувати 100 м/с, течія сильнотурбулізована, нижня границя розміщена на висоті (1–3) км, верхня границя може сягати 5 км.

Зупинимось на найбільш доступному і ефективному способі дослідження «димової хмари» – методі чисельного моделювання з використанням чисельних моделей, що достатньо адекватно описують динаміку її утворення. Для відтворення локальних атмосферних процесів на обмеженій території використовувалась базова система рівнянь мезомасштабній моделі в атмосферному пограничному шарі. Під час числового моделювання розглядалися різні сценарії формування конвективної хмарності над зоною лісової пожежі і поширення димових газів. Під час моделювання атмосферної циркуляції зона перегріву розширялась у часі, імітуючи просування фронту пожежі. Процеси

горіння розвивались у межах приземного підшару, над зоною пожежі задавався турбулентний потік домішок з характерними значеннями, що були взяті із спостережень. Результати експерименту показали, що в штильових умовах по мірі наростання температури над осередком формується вертикальний струмінь, який переносить тепло і продукти горіння вгору. Максимум вертикальної швидкості в струмені рівний $w=3$ м/с. З результатів числових експериментів слідує, що форма аерозольної хмари сильно залежить від співвідношення факторів адвекції і конвекції, які на різних стадіях розвитку обумовлювали різні ефекти. Наприклад, навіть помірний вітер на початковій фазі пожежі призводив до подавлення конвективних рухів і хмара диму стелилася по землі. Область горіння була у вигляді круга радіусом 100 м, в якому задавалась $S_0=1$; $T_0=340$ К. Розрахункова сітка бралась рівномірною по горизонталі і мала 128×128 вузлів з $\Delta x = \Delta y = 70$ м. По вертикалі містила 100 рівнів, а верхня границя області задавалась на висоті 5 км.

Удосконалення методів чисельних моделювань розвитку лісових пожеж, забруднених технологічними радіонуклідами, проводиться у контексті одного з основних завдань Єдиної державної системи цивільного захисту – запобігти виникненню та розповсюдженню лісових пожеж у ЧЗВ, а у випадку їх виникнення та поширення – спрогнозувати радіоактивний вплив на довкілля з одночасним забезпеченням радіаційного захисту населення.

Під час проведення досліджень аналізувалась законодавча та нормативна база України в галузі пожежної та радіаційної безпеки: Закони України [21, 38–41], Нормативно-технічна документація [42–45], Методичні рекомендації, інструкції та інше [46–68].

Використовувалась інформація з натуральних польових досліджень радіоактивного приземного шару атмосфери під час великих лісових пожеж у ЧЗВ (липень-серпень 1992 р., квітень 1996 р., 21 липня 2002 р.), лабораторних досліджень радіоактивного складу та концентрацій продуктів згоряння лісових горючих матеріалів із ЧЗВ, інформація про лісові пожежі в ЧЗВ з ДСВКЛП «Чорнобильліс» і співробітників підрозділу Державної пожежної охорони № 4 (дані за 1991–2010 роки), база даних Держкомлісгосподарства України станом на

1 січня 2010 року (Державний лісовий кадастр), статистика пожеж та їх наслідки в Україні за 2001–2019 роки, данні про географію, флору та фауну в пожежо- і радіаційно небезпечних лісах (клімат і метеодані під час лісових пожеж, а також нормативи радіоактивного забруднення довкілля).

З метою одержання достовірних результатів, що характеризують процес горіння лісових матеріалів і утворення продуктів їх термічного розкладу, а також міграцію РПЗ в атмосферному повітрі, застосовували наступні методи дослідження. Польові роботи включали аналіз проб атмосферного повітря, відбір поверхневих пошарових проб ґрунту, проб рослинності, маркування і доставку проб до місця проведення аналізів (рис. 2.3).

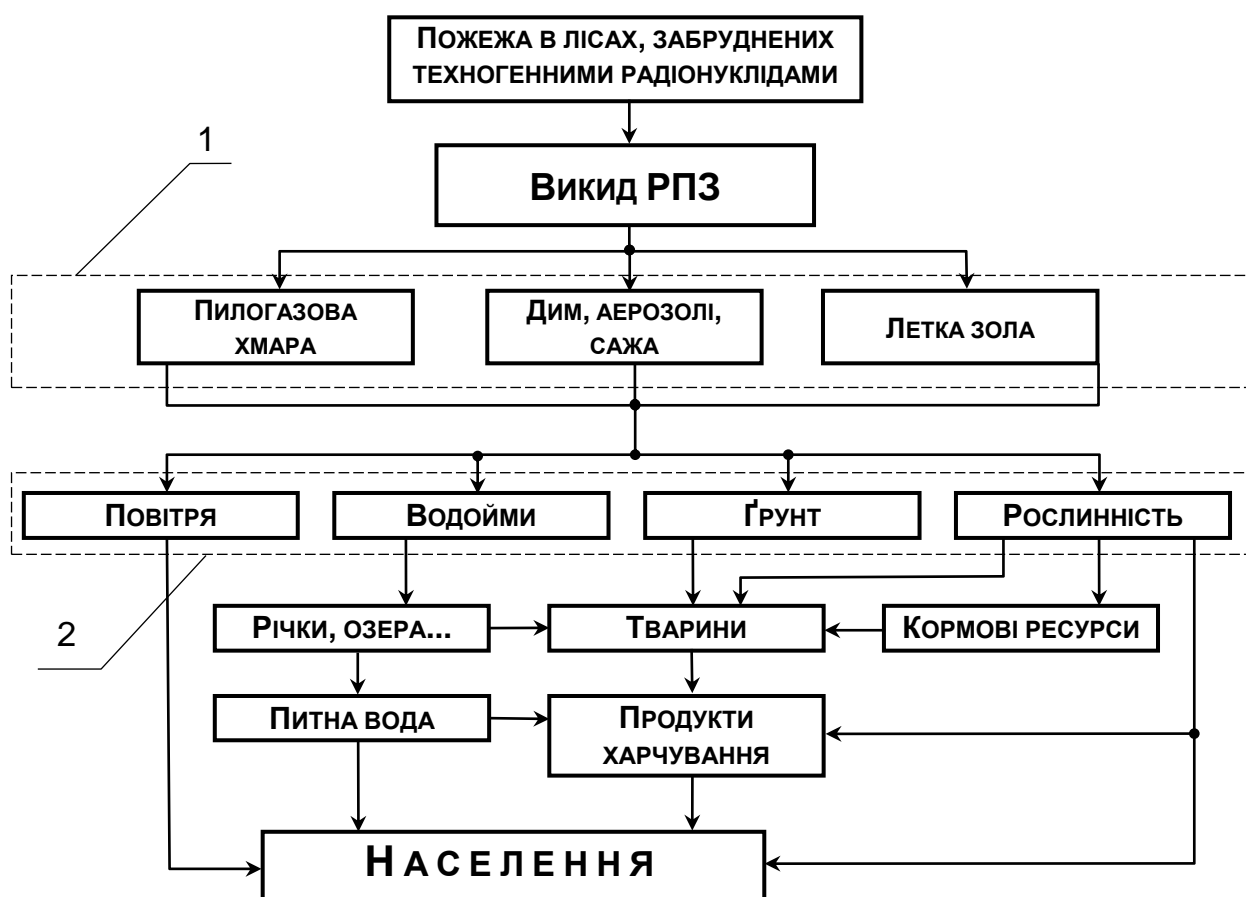


Рис. 2.3. – Схема джерел надходження РПЗ у довкілля:
1 – уражаючі радіаційні чинники; 2 – пріоритетні напрями ураження радіацією

Висока точність визначення радіоекологічного стану лісових територій під час та після пожеж у них досягалася проведенням Державної метрологічної

перевірки засобів вимірюваної техніки, приладів, апаратури та обладнання.

Натуральні дослідження виконувались за середньомасштабними топографічними та ландшафтно-грунтовими картами [46], що дозволили детально вивчити рельєф, ступінь розвитку рослинності, тип ґрунту та радіоактивні забруднення лісових масивів. Під час лісової пожежі проводився забір проб атмосферного повітря на шлейфі димової хмари за стандартною методикою за допомогою марлевих планшетів, розташованих на горизонтально рівній відкритій місцевості, а також експериментальне дослідження концентрації аерозолів та зважених частинок диму за допомогою блоків детектування БДАС-03П фірми «Ізотоп». Після чого було виконано аналіз композиції радіонуклідів та вимірювання об'єму активного та дисперсного складу аерозолу. Виміри питомої активності ^{137}Cs проводилися з використанням γ -детектора фірми ORTEC з надчистого германію, ефективність якого становила 40%, а розподільна здатність 1,95 кеВ за $E=1,33 \text{ MeV } ^{60}\text{Co}$.

У блоці детектування БДАС-03П було реалізовано безперервний режим відбору дисперсної фази диму на фільтрувальну смугу типу ЛФС-2-25 з одночасною реєстрацією об'ємної активності проб. Дисперсний склад продуктів згоряння також вимірювали за допомогою 5-ти каскадного імпактора типу SA 235, зовнішній вигляд якого показаний на рис. 2.4, 2.5, основні характеристики імпактора наведені в табл. В.2, В.3 додатку В. У якості підкладки та фільтру використовували скловолоконний матеріал типу CF-230 SEC, а для прокачування повітря зі швидкістю 3,5 л/хв використовувався компресор Gilian 3500.

Активність ^{90}Sr та ТУЕ ($^{238-240}\text{Pu}$, ^{241}Am) у пробах визначали за стандартною радіохімічною методикою [73, 74]. Активність екстрагованого ^{90}Sr вимірювали шляхом радіометрії його дочірнього радіонукліду ^{90}Y з використанням α - та β -радіометра "CANBERRA-2400". Відносна похибка вимірювання змінювалась у межах (10–20)% для ^{137}Cs , (25–30)% для ^{90}Se , (40–59)% для ТУЕ, залежно від вмісту радіонуклідів у зразках.

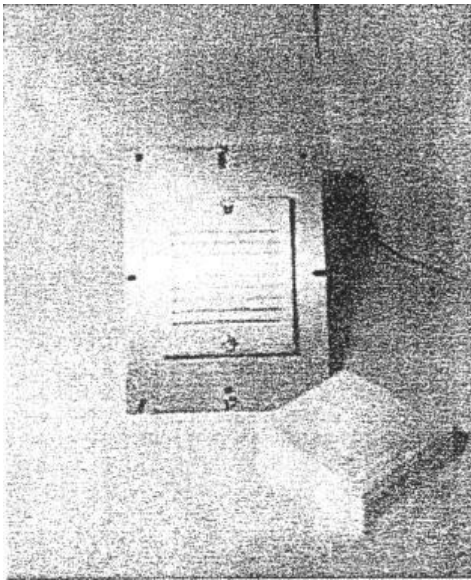


Рис. 2.4. Каскадний імпактор SA 235 у зібраному вигляді

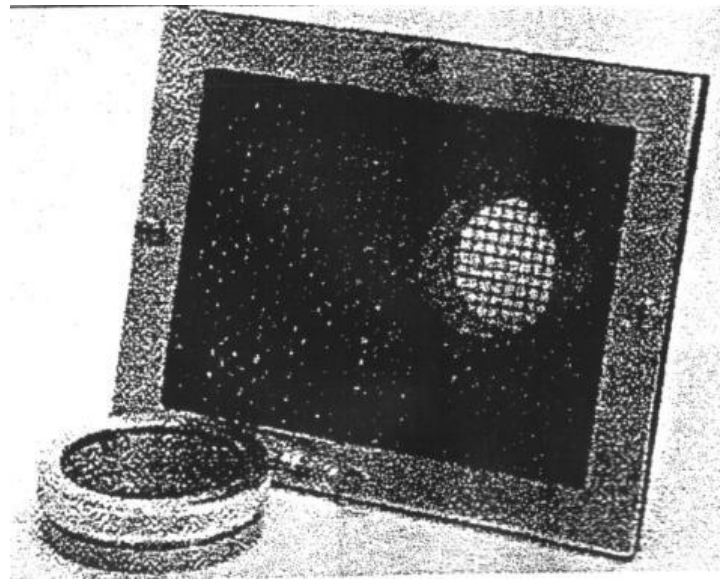


Рис. 2.5. Зовнішній вигляд круглого та прямокутного фільтроутримувача

В результаті вимірювань проб отримують такі дані по радіометрії забрудненого повітря [56]:

$$\bar{C}_\beta = \frac{C_{\beta_1} \cdot t_1 + C_{\beta_2} \cdot t_2 + \dots}{t_1 + t_2 + \dots} = \frac{\sum_i C_{\beta_i} \cdot t_i}{\sum_i t_i}; \quad (2.40)$$

$$\bar{C}_\alpha = \frac{\sum_i C_{\alpha_i} \cdot t_i}{\sum_i t_i}, \quad (2.41)$$

де C_β – фонова концентрація суми β -випромінюючих радіонуклідів у повітрі;
 C_α – фонова концентрація суми α -випромінюючих радіонуклідів у повітрі;
 $C_{\beta_1}, C_{\beta_2}, C_{\beta_3} \dots$ – концентрація суми β -випромінюючих радіонуклідів у під час лісової пожежі;

$C_{\alpha_1}, C_{\alpha_2}, C_{\alpha_3} \dots$ – концентрація суми α -випромінюючих радіонуклідів під час лісової пожежі.

Коефіцієнт (кратність) підвищення концентрації β - і α -випромінюючих радіонуклідів визначали наступним чином:

$$K_\beta = \frac{\bar{C}_\beta}{C_{\beta_0}} \text{ та } K_\alpha = \frac{\bar{C}_\alpha}{C_{\alpha_0}}. \quad (2.42)$$

Крім цього, абсолютне значення рівня підвищення визначали наступним чином:

$$\Delta C_{\beta} = \bar{C}_{\beta} - C_{\beta_0} \text{ та } \Delta C_{\alpha} = \bar{C}_{\alpha} - C_{\alpha_0}, \quad (2.43)$$

Для статистичної обробки масиву експериментальних даних були використані стандартні пакети програм EXCEL та Statistica 6.0. Середні значення та статистичні показники розраховували за загальноприйнятими формулами. Наочність і рівнозначність результатів вимірювання на територіях після пожеж досягались за рахунок формування ряду чисел індивідуальних проб кількістю від 20 до 50. Для досягнення рівнозначності результатів, що характеризують радіоактивне забруднення на територіях після пожеж, кількість середніх проб між всіма елементами території, що досліджувалася, розділялись пропорційно величині площі:

$$S = \sum_{i=1}^N \frac{\bar{S}_i (t_a^2 \sigma_i^2)}{d_i^2}, \quad (2.44)$$

де S – середня площа виділеного лісового масиву, i -го виду;

σ – дисперсія змінної;

t_a – значення критерію Стьюдента;

d – задана точність оцінок.

Необхідний об'єм вибірки зібраних проб визначали по формулі:

$$N = \frac{pqta^2}{d^2} + \frac{3-8pq}{pq} + \frac{t_a^2(1-3pq)}{d^2n}, \quad (2.45)$$

де p – орієнтовне значення ймовірності, визначене з обраного малого об'єму n ($n < 10$).

З метою підвищення оперативності та зниження вартості оцінок, пов'язаних з виконанням трудомістких і дорогих аналізів із середніх проб були відібрані попередні проби, що характеризували окремі зони. У разі виявлення аномальних

значень вимірюваних параметрів проводився аналіз усіх проб, що були зібрані з даної площі. Після зонування проводився збір даних щодо утримання та запасу радіоактивних забруднювачів на післяпожежних територіях, напрямку міграції та розподілу їх накопичення з урахуванням фізико-хімічних, біологічних властивостей рослинності та ґрунтів [60].

Для визначення густини забруднення та вертикального розподілу радіонуклідів у лісовому ґрунті відбір проб проводився методом «конверта» 5-ма «уколами» (по кутах та в центрі квадрата) на площі 30 м² циліндричним пробовідбірником діаметром 50 мм. Зразки відбирались з шарів 0–5, 5–10, 10–15, 15–20 см. Зразки з 5-ти уколів одного інтервалу глибин змішували в одну пробу [61]. Відбір проб здійснювався після ретельного радіометричного обстеження вибраної лісової ділянки та прилеглої до неї території з метою виявлення місць локальної концентрації радіоактивності та попередньої оцінки її кількості [53, 59].

На радіохімічний аналіз відбирались 2 проби, що мали радіонуклідний склад, близький до середнього з 5-ти вимірювань, які додатково досліджувалися на γ -спектрометрі з обертанням зразка під час експозиції. Після пробопідготовки з кожної проби відбирались по 2 наважки для визначення вмісту ^{90}Sr , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$ [57]. Для лабораторних досліджень брали зразки ЛГМ, забруднених чорнобильськими радіонуклідами, що потім спалювали в установці, принципіальна схема якої наведена на рис. В.1 додатку В [69]. Установа дозволяла проводити вимірювання у двох режимах: відбору та аналізу радіоактивних речовин у продуктах згоряння (вимірювальний стенд, розташований праворуч), а також для відбору та аналізу масової концентрації твердих частинок (вимірювальний стенд, розташований зліва). Основний спосіб відбирання проб з досліджуваних продуктів згоряння – пропускання їх через сорбційний пристрій (фільтр) за допомогою спонукача витрати з певною температурою і швидкістю, що реєструють термометр опору і витратовимірювальний пристрій (ротаметр).

Для контролю концентрації радіоактивних речовин у відхідних газах використовувалися вітчизняні газоаналізатори: для газу СО-ГМК-3 (діапазон

вимірювань (0–400) мг/м³, похибка вимірювань $\pm 10\%$), для речовин C₆H₈ і C₆H₆ – Гамма-М (діапазон вимірювань (0–12) мг/м³, похибка вимірювання $\pm 20\%$), а для інших – індикаторні трубки. Під час проведення випробувань температура проб РПЗ у системі відбору газів (перед фільтротримачем і вимірювальним комплексом) підтримувалася на рівні 325 К або нижче за умови відсутності конденсації пари води. У якості сит використовувалися фільтри Петрянова типу АФА-РМЛ-20 [66]. Для зважування фільтрів (до проведення випробувань і після фільтрації твердих радіоактивних частинок) використовувалися ваги. Зважування фільтрів (після їх витримки в ексикаторі) проводилося за температури повітря (293–305) К і відносній вологості (35–55)%. Похибка вимірювання об'єму відхідних газів, що пропускаються через фільтр, складала $\pm 2,5\%$.

Радіоелементний аналіз складу летких частинок золи здійснювався шляхом застосування комплексного підходу, тобто поєднанням різних методів [59, 67]. Оптимізація методів пробопідготовки зводилася до вибору селективних реагентів і умов, що забезпечують кількісне витягнення компонента, який визначається за мінімального витягання супутніх компонентів. Крім того, для визначення загального вмісту радіоелементів підбирався універсальний реагент, що дозволяє перевести в розчин всі сполуки елемента, який визначається.

В процесі проведення досліджень було вивчено вплив супутніх компонентів, обрані оптимальні умови аналізу, встановлена правильність визначення методом стандартних добавок, проведена метрологічна атестація. В продуктах згоряння були ідентифіковані наступні радіоізотопи: стронцій (⁹⁰Sr), цезій (¹³⁴Cs, ¹³⁷Cs) і ТУЕ. Оцінка активності РПЗ в натуральних і лабораторних умовах проводилася гамма-спектрометром і по γ -випромінюванню волокнистих фільтрів, що містять активоване вугілля. Елементи фільтра експонувалися протягом доби. В якості детектора γ -випромінювання використовувався германієвий дифузно-дрейфовий датчик фірми ORTEC, ефективність якого становила 40%, а дисперсність 1,95 кеВ на лінії 1,53 МеВ (⁶⁰Co). Детектор разом з передпідсилювачем ПУ-Г-1К за напруги 2,8 кВ мав межі розширення енергії γ -випромінювання (75–1400) кеВ. Реєстрація, обробка і видача спектрометричної

інформації у вигляді роздруківок проб здійснювалася аналізатором Nokia LP4900. Калібрування спектрометричних трактів за ефективністю виконувалося за допомогою еталонних джерел ОСГІ № 026 паспортизованих у ВНІФТРІ [70]. Геометричні розміри та склад наповнювачів еталонних джерел відповідав характеристикам контрольованих проб. Спектрометричні тракти системи були атестовані Держстандартом України [67]. Обробка γ -спектра відібраних проб здійснювалася за допомогою спеціальної програми ПОК DEC-Professional-380. Для розподілених по всьому спектру ізольованих піків виконувалося обчислення їх на півширину, що потім апроксимувались поліномом другого порядку методом найменших квадратів. Отримана залежність півширини від енергії використовувалася під час обробки всіх піків у спектрі, що значно підвищувало точність розкладання недисперсних груп піків. Обробка піків проводилася вписуванням симетричного гауссіана з апроксимацією фону поліномом. Точність підгонки визначалася методом найменших квадратів. На рис. 2.6 показаний гамма-спектр штучних радіоізопопів, виявлених у легких частинках золи.

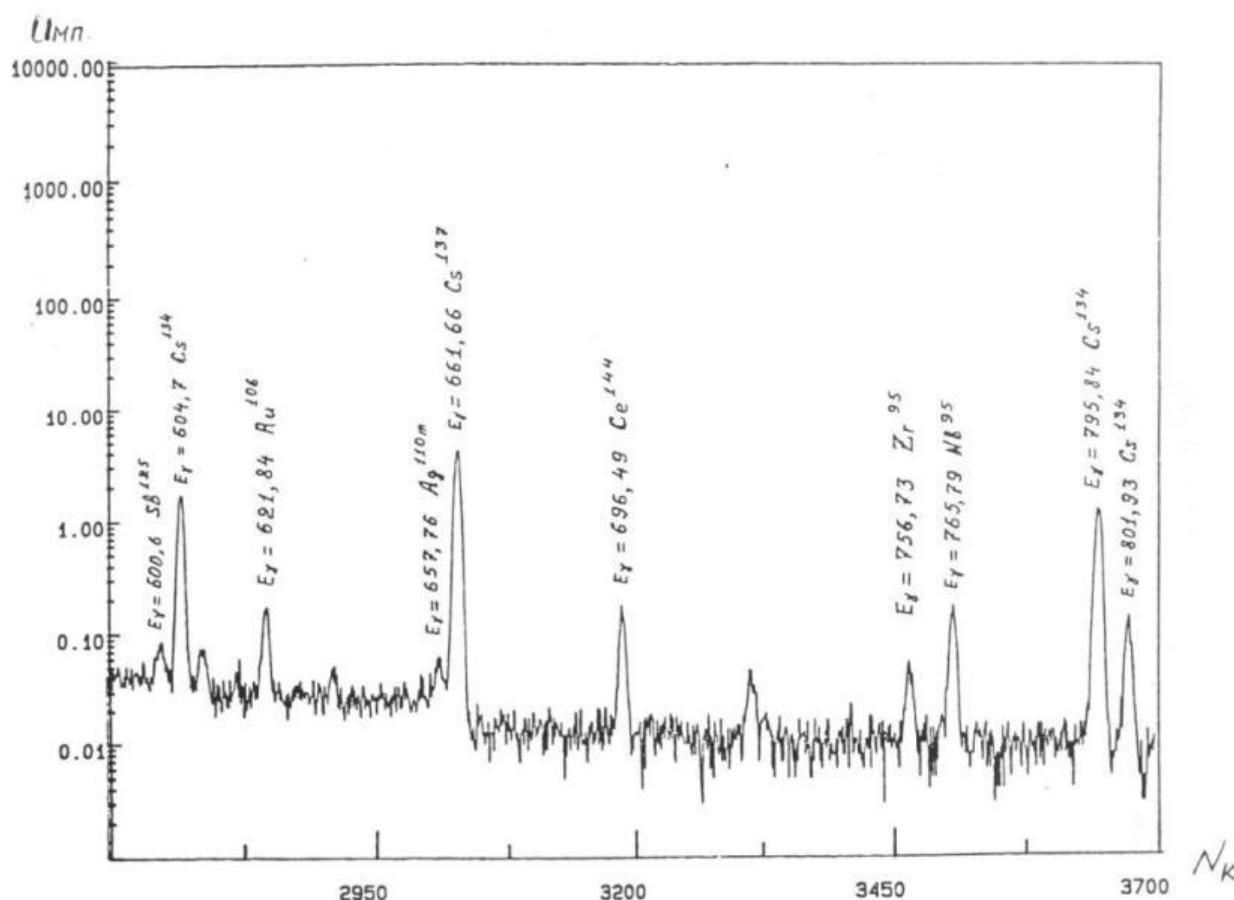


Рис. 2.6. Гамма-спектри радіонуклідів, виявлених у легких частинках золи

Розрахунок активності досліджуваної проби проводився за формулою:

$$A_{p/n} = \frac{\lambda_{p/n} S_{\Pi}}{37 \cdot \exp(-\gamma_{p/n} \cdot t_{\text{витр.}}) \cdot [1 - \exp(-\gamma_{p/n} \cdot t_{\text{вим.}})] \cdot B_{\gamma} \cdot \eta_{\gamma}}, \quad (2.46)$$

де $\lambda_{p/n}$ – стала розпаду радіонукліду;

S_{Π} – «чиста» площа під піком;

$t_{\text{витр.}}$ – час витримки;

$t_{\text{вим.}}$ – час виміру;

B_{γ} – ефективність реєстрації γ -квантів даного нукліду;

η_{γ} – вихід γ -квантів даного нукліду.

Мінімально вимірювальна активність:

$$MBA = \frac{4,66 \sigma_{\Pi}}{B_{\gamma} \eta_{\gamma}}, \quad (2.47)$$

де σ_{Π} – оцінена стандартна похибка визначення «чистої» площі.

Мінімально допустима концентрація (МДК) радіонуклідів:

$$MDK_{\gamma} = \frac{4,66 \sigma_{\Pi}}{B_{\gamma} \eta_{\gamma} m}, \quad (2.48)$$

де m – маса проби.

Відносна статистична помилка вимірюваної активності:

$$f = \frac{\sigma_{\Pi}}{S_{\Pi}} \cdot 100, \quad (2.49)$$

Наприклад, МДК для ^{137}Cs за 10^4 с склала (0,15–0,20) Бк/кг для геометрії «Маріселлі» за $\rho=1,0$ кг/л і об'ємі 1 л. Концентрацію ^{137}Cs у пробі розраховували:

$$A_{^{137}\text{Cs}} = \frac{N_{(E_{\gamma}=662)} - N(\phi)}{P_{(E_{\gamma}=662)} \cdot V_{\Pi} \cdot \varepsilon}, \quad (2.50)$$

де $N_{(E_{\gamma=662})}$ – швидкість розрахунку проби γ -квантів за енергії 662 кеВ;
 $N(\phi)$ – швидкість рахунку фону;
 $P_{(E_{\gamma=662})}$ – ефективність реєстрації γ -квантів з енергією 662 кеВ;
 V_{II} – об'єм проби, взятої на аналіз;
 ϵ – коефіцієнт, що дорівнює 0,85 – хімічний вихід.

Відносна похибка вимірювання активності проби A_{Cs-137} з урахуванням концентрації дорівнювала:

$$\sigma_{A_{137Cs}} = \pm \sqrt{\sigma_{[N(E_{\gamma=662})-N(\phi)]} + \sigma_{P_{(E_{\gamma=662})}}^2 + \sigma_{x.v.}^2}, \quad (2.51)$$

де $\sigma_{x.v.}$ – відносна середня квадратична похибка визначення хіmvиходу ($\leq \pm 3\%$).

Вимірювання β -активності легких частинок золи, осаджених на фільтрі, проводилося таким чином [71]. Наважку проби золи розчиняли під час нагрівання в концентрованій кислоті HNO_3 з розрахунку 1,1 мл кислоти на 1 г золи. Розчин поміщали в плоскодонну колбу і доводили його об'єм водою до 1 л. Після цього в розчин вносили 2 мл моноізооктилового ефіру метилфосфорної кислоти, 0,75 мл толуолу, 0,25 мл гасу та 5 мл $FeCl_3$. Отриманий розчин перемішували на апараті для струшування протягом 20 хв, а після відфільтровували через подвійний шар марлі. Потім твердий екстракт наносили на підкладку їх кальки, розміром 4 см² (робоча площа) і заклеювали цигарковим папером. Отриманий препарат обгортали навколо лічильника приладу ДП-100 з торцевим газорозрядним лічильником СБТ-10 і все це поміщали в свинцевий «будиночок» для зниження зовнішнього гамма-фону. Перед вимірюванням швидкості рахунку препарату проводилося попереднє калібрування лічильника.

Калібрування детектора за ефективністю реєстрації β -випромінювання для геометрії у вигляді підкладки проводилося з використанням зразкових β -джерел ^{90}Sr з площею плями (~ 5 см²) близького за розміром з використовуваним у вимірах. Вимірювання активності препаратів ($^{90}Sr + ^{90}Y$) з паспортним значенням активності 1500 Бк, що поставляються ВО Ізотоп, проводилося не пізніше, ніж через 2 год після приготування для виключення дочірнього ^{90}Y . Ці ж джерела

після накопичення в них дочірнього ^{90}Y використовувалися для визначення самопоглинання, впливу розміру джерела, ефективності реєстрації та коефіцієнта поглинання β -випромінювання ^{90}Y в алюмінієвих фільтрах. В результаті калібрувального експерименту було встановлено, що ефективність реєстрації β -випромінювачів з енергією від 0,546 MeV (^{90}Sr) до 2,27 MeV (^{90}Y) залишається постійною. Розрахунок активності ^{90}Sr у мікропробах проводився за формулою:

$$A_{^{90}\text{Sr}} = A_0 \frac{(N_{^{90}\text{Sr}} - N_{\phi})}{(N_0 - N_{\phi}) P_{\text{х.в.}}}, \quad (2.52)$$

де A_0 – активність зразків джерела;

$N_{^{90}\text{Sr}}$ – швидкість розрахунку препарату ^{90}Sr ;

N_{ϕ} – швидкість рахунку фону;

N_0 – швидкість рахунку зразкового джерела;

$P_{\text{х.в.}}$ – хімічний вихід, рівний $(80 \pm 3)\%$.

Питому активність ^{90}Sr за довірчого інтервалу $P=0,95$ знаходили як:

$$MDA_{\text{Sr}} = \frac{4,66}{V_{\text{п}}} \frac{A_0 \sqrt{N_{\phi}}}{N_{^{90}\text{Sr}} - N_{\phi}}, \quad (2.53)$$

Сумарна похибка визначення питомої активності ^{90}Sr у діапазоні питомих активностей (0,5–5,0) Бк на пробу не перевищувала $\pm 20\%$.

У табл. 2.2 представлено порівняння результатів аналізу проб радіохімічним і бета-спектрометричним методами.

Таблиця 2.2

Порівняння результатів аналізу проб радіохімічним і бета-спектрометричним методами

| Метод аналізу | Активність ^{90}Sr , Бк/проба | Середньоквадратична похибка | | |
|--------------------|---|-----------------------------|------------|------------|
| | | σ_A | σ_B | σ_V |
| Радіохімія | $0,26 \pm 0,20$ | 10,8 | 12,6 | 7,5 |
| Бета-спектрометрія | $0,89 \pm 0,12$ | 15,1 | 14,7 | 6,2 |

Примітка. Наведено середній результат з 5-ти вимірювань, довірчий інтервал вказаний для $P=0,95$, причому: σ_A – похибка у разі відбирання проби; σ_B – похибка у разі проведення хімічних операцій; σ_V – похибка у разі вимірювання.

Під час аналізу проб з різним вмістом ^{90}Sr радіохімічним методом з наважки 100 мг було встановлено, що відносне середньоквадратичне відхилення (коефіцієнт варіації) отриманих результатів зростав з 0,15 до 0,4 під час збільшення вмісту стронцію в досліджуваній пробі.

Визначення активності α -випромінюючих радіонуклідів у РПЗ проводилося з використанням радіометра КРК-1 з ефективністю реєстрації α -випромінювання 30% у відповідності з наявними експлуатаційними інструкціями [72]. Для реєстрації α -спектрів проб використовувалося спектрометрична установка СЕА-01 з багатоканальним амплітудним аналізатором АІ-1024-95. Градування спектрометричної установки здійснювалася комплектом № 960 зразкових спектрометричних джерел з ізотопами радію (^{226}Ra), урану (^{233}U), плутонію ($^{238, 239}\text{Pu}$), по ефективності реєстрації α -частинок у діапазоні енергій (4751–7681) кеВ. Контрольні випромінювання джерел ^{239}Pu з активностями 17,0 Бк і 3,95 Бк дали результати, що збігаються в межах (3–4)% для першого α -джерела і (5–6)% для другого α -джерела. Після закінчення експозиції обробка α -спектрів здійснювалася на аналізаторі поканальним підсумовуванням звітів у виділеному вікні спектру з урахуванням фонових вимірювань. Сумарна похибка визначення питомої активності плутонію в діапазоні (0,03–0,1) Бк на пробу склала не більше 25%, а в діапазоні (0,1–5,0) Бк на пробу не більше 15%.

Для визначення вмісту в пробі америцію (^{241}Am) проводилося виділення з аналізованого зразка плутонію [73]. Для цього підкладка з досліджуваної пробою омивалася концентрованою кислотою HNO_3 з 1% H_2O_2 , поміщалася в хроматографічну колонку, де методом тонкошарової селективної екстракції проводилося елюювання плутонію сумішшю азотної та сірчаної кислот. Елюат випаровувався досуха і наносився на підкладку з нержавіючої сталі, а потім повторно вимірювався вихід α -частинок за допомогою вимірювального комплексу СЕА-01. У досліджуваних пробах ідентифікувалися наступні радіонукліди: ^{238}Pu , ^{239}Pu і ^{240}Pu . Визначення вмісту ^{241}Am в пробі проводили за формулою:

$$A_{241_{Am}} = A_{\alpha} \cdot h_{238_{Pu} + 241_{Am}} - A_{238+239+240_{Pu}}, \quad (2.54)$$

де A_α – сумарна виміряна α -активність ізотопів у пробі;

$h_{238_{Pu}+241_{Am}}$ – частинка ^{238}Pu і ^{241}Am в загальній α -активності ізотопів у пробі;

$A_{238+239+240_{Pu}}$ – сумарна α -активність ізотопів $^{238+239+240}\text{Pu}$ в пробі.

Для оцінки впливу радіаційних факторів під час лісових пожеж на організм людини використовувалися модель інгаляційного надходження радіоактивних речовин (одноразове і хронічне надходження), камерна модель респіраторного тракту та транспортування радіоактивних речовин в організм людини, камерна модель відкладання радіоактивних речовин у різних органах і тканинах людини, модель виведення радіоактивних речовин, що відклалися в дихальному шляху: всмоктування в кров, у шлунково-кишковий тракт через гортань, у регіональні лімфатичні канали і в довкілля (кашель і носові виділення) [54–56, 64].

В результаті проходження радіоактивної хмари диму через населені пункти жителі будуть піддані впливу наступних радіаційно небезпечних факторів [74]:

- зовнішнього впливу гамма-випромінювання від шлейфа диму;
- зовнішнього гамма-випромінювання нуклідів, що осіли зі шлейфа диму на поверхню навколишнього середовища;
- внутрішнього опромінення, обумовленого вдиханням радіоактивних частинок, що виходять з димової хмари та золи;
- внутрішнього опромінення, обумовленого надходженням радіонуклідів в організм людини з харчовими продуктами і водою.

Останній з факторів практично може бути усунутий шляхом забезпечення населення чистими продуктами. Головним фактором, що обумовлює наступний імовірний радіаційний вплив при лісовій пожежі, є інгаляційне надходження Cs.

Коллективний радіаційний ризик у зоні впливу радіоактивного диму від місця пожежі розраховувався за формулою [36]:

$$R_c(L) = \int_0^2 \int_0^\pi \int_0^l \rho(L,V) R(L) H[F(L)Q] f(Q) L dL dQ, \quad 2.55$$

де $\rho(L, V)$ – густина населення, що проживає в зоні впливу РПЗ.

Тут
$$R(L) = K(L) \int H[F(LQ)] f(Q) L dL dQ, \quad 2.56$$

де $K(L)$ – фактор, що враховує рівну імовірність напрямку вітру при лісовій пожежі;

$H[F(L)Q]$ – умовна густина імовірності лісової пожежі, що приводить до дози зовнішнього і внутрішнього опромінення при активності викиду;

$f(Q)dQ$ – частота лісових пожеж, що активізує викид в інтервалі $(Q \div Q+dQ)$.

Дозу зовнішнього опромінення, обумовлену впливом i -го радіонукліда, що перебуває в продуктах згоряння, розраховували за формулою [75]:

$$H[F(L)_{ef}] = \sum \xi \sigma / V_h \theta_i \int_0^{\tau} Q_i(\tau) / h_{ef}(\tau) d\tau, \quad 2.57$$

де ξ – частка i -го радіонукліда в продуктах згоряння, значимого для зовнішнього опромінення;

θ_i – ширина сектора забруднення i -м радіонуклідом;

V_h – середня швидкість вітру на висоті шару перемішування;

$Q_i(\tau)$ – сумарна активність i -го радіонукліда в хмарі диму;

h_{ef} – ефективна висота підйому димової хмари.

Тут:

$$\theta_i = \theta_w + \theta_f; \quad \theta_w = 1,1\tau^{0,67} L^{-0,125}; \quad \theta_f = 1,1\tau^{0,5} L^{-0,16}; \quad h_{ef}t = K_h q(\tau)^{0,25} / V_0, \quad 2.58$$

де τ – час викиду РПЗ в атмосферу;

K_h – коефіцієнт, що дорівнює 530;

$q(\tau)$ – потужність теплового потоку над місцем пожежі;

V_0 – швидкість вітру в районі пожежі.

Розподіл імовірностей вихідних подій – частоти лісових пожеж визначався за формулою [76]:

$$f[E(Q)] = \int_0^{\tau} \int_Q f[Q(\tau)] dq d\tau, \quad 2.59$$

де $f[Q(\tau)]$ – частота лісових пожеж, що призводять до викиду РПЗ в інтервалі $Q(\tau) \div Q(\tau) + dQ\tau$.

Значення $f[Q(\tau)]$ можна представити у вигляді:

$$f[Q(\tau)] = \mu \left[1 + a \ln(Q(\tau)/\bar{Q}_0) (Q(\tau) \cdot \Delta\tau) \right]; \quad 2.60$$

Тут
$$\mu = \left[(2\tau/\lambda)^{1/2} - 1 \right] \left[\ln Q(\tau)/\bar{Q}_0 \right]^{-1}, \quad 2.61$$

де \bar{Q}_0 – вміст радіонуклідів у горючих матеріалах;

$Q(\tau)$ – сумарна активність викинутих в атмосферу радіонуклідів;

$\Delta\tau$ – очікуваний період часу між двома пожежами;

λ – частота лісових пожеж.

Еквівалентну дозу внутрішнього опромінення $H(L)$, Зв, обумовлену надходженням в організм людини з повітрям радіоактивних часток РПЗ від лісової пожежі, розраховували за формулою [77]:

$$H(L)_{\text{вн}} = \int_0^{\tau} q_{\text{зр}}(t, L) \cdot \delta_n \cdot B \cdot W_l(t) dt, \quad 2.61$$

де $q_{\text{зр}}(t, L)$ – концентрація ^{137}Cs у згорілій речовині (зола в летучих РПЗ), Бк/м³;

δ_n – вміст згорілої речовини у приземному шарі повітря на висоті 1,7 м;

B – перехідний дозовий коефіцієнт, який зв'язує активність ^{137}Cs , що потрапив в організм з дозою на критичний орган [78];

$W_l(t)$ – швидкість дихання стандартної людини;

t – час знаходження людей у зоні впливу лісової пожежі.

ВИСНОВКИ ДО РОЗДІЛУ 2

Проаналізовано різні математичні моделі прогнозування екологічних наслідків атмосферного забруднення навколишнього середовища в процесі

розвитку аварії на вибухопожежонебезпечних об'єктах, що можна використати для дослідження впливу РНО ЧЗВ на довкілля.

Розроблено методику дослідження виникнення та розвитку пожежі в приміщеннях ОУ, за допомогою якої можна визначити пожежну небезпеку ОУ з подальшим її впливом на довкілля.

З аналізу літературних джерел і досвіду аналізів безпеки СВЯП встановлено, що розвинені діючі підходи аналізу безпеки в національних нормах і правилах, а також регулюючих документах недостатньо викладено науково-обґрунтовану безпеку СВЯП-1 під час експлуатації і не здатні виявити та усунути надлишковий консерватизм.

Доповнено, уточнено та конкретизовано принципи виконання аналізу безпеки СВЯП-1 з урахуванням міжнародного досвіду (вимог нормативних документів МАГАТЕ) і досягнутого рівня безпеки шляхом забезпечення достатніх запасів безпеки, виконання ймовірнісних критеріїв безпеки, компенсації можливих небажаних ефектів, забезпечення високого рівня довіри до результатів науково-технічних обґрунтувань.

Запропоновано алгоритм виконання аналізу безпеки експлуатації та критерії прийняття рішень з безпеки СВЯП-1. Визначено елементи процесу впровадження оцінок безпеки: методична й нормативна база, технічна база, пілотні проекти, зворотний зв'язок і врахування досвіду експлуатації, навчання персоналу. Наявність цих елементів є необхідною та достатньою умовою для реалізації алгоритму ухвалення рішень, що в загальному випадку включає наступні етапи: 1) ідентифікацію безпеки СВЯП-1 та альтернатив рішень; 2) визначення вимог і критеріїв, що слід дотримуватися, реалізуючи рішення; 3) аналіз рішень на відповідність установленим вимогам і критеріям; 4) впровадження та моніторинг ефективності ухваленого рішення. Для кожного з них запропоновано шляхи реалізації, сформульовано критерії прийнятності безпеки СВЯП-1 під час експлуатації та рекомендації для їх практичного використання.

Рішення про підвищення рівня безпеки СВЯП-1 має враховувати всі можливі аспекти (нормативні, детерміністичні, ймовірнісні, радіаційні,

експлуатаційні, економічні тощо). В цьому разі необхідно звертатися до математичних моделей підтримки ухвалення рішень. Тому набув подальшого розвитку метод аналізу ієрархій для ухвалення зваженого та обґрунтованого рішення, запропоновано вагові коефіцієнти з розглянутих аспектів, розроблено базові шкали і матриця для ухвалення рішень.

Визначено методику дослідження лісових пожеж у ЧЗВ та радіаційно-екологічних наслідків від них. Найбільш доступним і ефективним способом дослідження «димової хмари» є метод чисельного моделювання з використанням чисельних моделей, що достатньо адекватно описують динаміку її утворення. Також визначено методику вимірювань РПЗ та контрольно-вимірювальне обладнання для проведення натуральних (польових) і лабораторних досліджень.

Розроблено комплексну методику оцінки впливу радіаційних факторів під час лісових пожеж на організм людини.

Матеріали досліджень за другим розділом представлено у роботах [31, 32, 79–90].

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ ДО РОЗДІЛУ 2

1. Берлянд М.Е. Современные проблемы атмосферной диффузии и загрязнения атмосферы. Л.: Гидрометеоздат, 1975. 448 с.
2. Буряцкий Е.В. Турбулентные стратифицированные струйные течения. Київ: "Наукова думка", 1986. 210 с.
3. Довгий С.О., Лялько В.І., Трофімчук О.М. та ін. Інформатизація аерокосмічного землезнавства. Київ: "Наукова думка", 2001. 606 с.
4. СНиП 2.01.01-82. Строительная климатология и геофизика. М.: Стройиздат, 1983. Т. 1. 112 с.
5. Atmospheric Dispersion Models for Application in Relation to Radionuclide Releases. (1986). IAEA – TECDOC-379. Vienna.
6. Будилев В.А., Вельтицева Н.С., Клепинов Н.В. и др. Региональная модель переноса полидисперсионной примеси. *Метрология и гидрология*. 1988. № 4. С. 56–65.

7. Иванов Н.В., Нароков С.Н., Пискунов В.Н. Методика расчета переноса и осаждения аэрозольных выбросов в атмосфере. *ВАНТ, Сер. Математические модели физических процессов*. 1999. Вып. 3. С. 21–25.

8. Белов П.Г. Управление рисками, системный анализ и моделирование : учебник и практикум для бакалавриата и магистратуры. М.: Издательство Юрайт, 2014. 728 с.

9. Рябинин И.А., Струков А.В. Кратко аннотированный список публикаций зарубежных периодических изданий по вопросам оценивания надежности структурно-сложных систем. Библиотека МИФИ. URL: http://www.dex.ru/riskjournal/unpublished/Ryabinin_Strukov.pdf.

10. Хенли Э.Дж., Кумамото Х. Надежность технических систем и оценка риска. М.: Машиностроение, 1984. 528 с.

11. Программный комплекс «Risk Spectrum» Шведской фирмы «Relcon AB». Сайт Шведской фирмы «Relcon AB». URL: <http://www.riskspectrimi.com>.

12. Описание стандартного кода PSA (Risk) для выполнения стандартных вероятностных расчетов. Сайт Международного центра по ядерной безопасности. URL: <http://www.insc.ru/index.php/new-scientific-and-theoretical-directions>.

13. Azarov S.I., Tokarevsky V.V. Fire alarm, examining the Chernobyl Sarcophagus. *Nuclear engineering international*. 1995. Vol. 40, № 491. P. 38–39.

14. Азаров С.И., Назаренко Б.С. Статус объекта "Укрытие" по взрыво- и пожаробезопасности. *Пожежна безпека: матер. III наук.-практ. конф. Київ, 1997*. С. 141–142.

15. Азаров С.И., Бабич Е.В., Бачинский В.С. Анализ пожарной опасности объекта "Укрытие". *Наукові та технічні аспекти Міжнародного співробітництва в Чорнобилі*. Славутич: Укратомиздат, 2000. С. 409–417.

16. Азаров С.И., Перімов Р.Р. Стан пожежної безпеки об'єкта "Укриття". *Пожежна безпека*. 2004. № 5(56). С. 32–33.

17. Азаров С.И., Токаревский В.В., Пряничников В.А. и др. Оценка состояния взрывопожарной опасности помещений объекта "Укрытие". Отчет

ИЯИ АН Украины (договор № 40/91). Киев, 1991. 161 с.

18. Азаров С.И., Бабич Е.В. Моделирование развития пожара на объекте "Укрытие". *Пожарная безопасность: матер. наук.-практ. конф.* Черкаси, 1999. Ч. 1. С. 156–158.

19. Про поводження з радіоактивними відходами: Закон України від 30 червня 1995 р. № 256/95-ВР / Верховна Рада України. *Відомості Верховної Ради України*. 1995. № 27. Ст. 198.

20. Про ратифікацію Об'єднаної конвенції про безпеку поводження з відпрацьованим паливом та про безпеку поводження з радіоактивними відходами: Закон України від 20 квітня 2000 р. № 1688-III-ВР / Верховна Рада України. *Відомості Верховної Ради України*. 2000. № 31. Ст. 243.

21. Про Загальнодержавну цільову екологічну програму поводження з радіоактивними відходами: Закон України від 17 вересня 2008 р. № 516-VI / Верховна Рада України. *Відомості Верховної Ради України*. 2009. № 5. Ст. 8.

22. Про Комплексну програму поводження з радіоактивними відходами: Постанова Кабінету Міністрів України від 5 квітня 1999 р. № 542 / Кабінет Міністрів України. URL: <http://zakon.rada.gov.ua/laws/show/542-99-%D0%BF> (дата звернення: 20.09.2018).

23. Основні положення забезпечення безпеки проміжних сховищ відпрацьованого ядерного палива сухого типу (НП 306.2.105-2004): наказ Держатомрегулювання від 29 грудня 2004 р. № 198 / *Офіційний вісник України*. 2005. № 3. Ст. 168.

24. Загальні положення безпеки при поводженні з радіоактивними відходами до їх захоронення (НП 306.4.213-2017): наказ Держатомрегулювання від 1 серпня 2017 р. № 279 / *Офіційний вісник України*. 2017. № 71. Ст. 2182.

25. Эксплуатация установок хранения отработанного топлива. Серия изданий МАГАТЭ по безопасности. № 117. Международное агентство по атомной энергии. Вена, 1994.

26. 50-SG-D10 Серия изданий МАГАТЭ «Системы обращения с топливом и хранения его на атомных электростанциях», Международное агентство по

атомной энергии. Вена, 1994.

27. Оценка безопасности установок хранения отработанного топлива. Серия изданий МАГАТЭ по безопасности. № 118. Международное агентство по атомной энергии. Вена, 1994.

28. Вимоги щодо структури та змісту звіту про аналіз безпеки сховищ зберігання радіоактивних відходів (НП 306.4.142-2008): наказ Держатомрегулювання від 7 грудня 2007 р. № 168. *Офіційний вісник України*. 2008. № 14. Ст. 345.

29. Халатов С. Промежуточное хранение облученных топливных элементов. *Атомная техника за рубежом*. 2004. № 2. С. 17–21.

30. Ключников А. А., Пазухин Э. М., Шигера Ю. М., Шигера В. Ю. Радиоактивные отходы АЭС и методы обращения с ними. К.: Институт проблем безопасности АЭС НАН Украины, 2005. 487 с.

31. Азаров С. І., Сидоренко В. Л., Задунай О. С. Розробка методу оцінки безпеки басейну витримки в умовах невизначеності. *Magyar Tudományos Journal*. (Budapest, Hungary). 2018. № 19. Р. 44–51.

32. Азаров С. І., Сидоренко В. Л., Задунай О. С. Щодо оцінки безпеки атомних станцій України. *Техногенно-екологічна безпека*. 2018. № 3. С. 58–63.

33. Азаров С.И. Методика расчёта переноса радионуклидов в результате пожаров в Чернобыльской зоне. *Радиационная биология. Радиоекология*. 1997. Вып. 1. С. 102–109.

34. Азаров С.И. Методика анализа радиационного риска при тушении пожара на территориях, загрязнённых радионуклидами. *Пожаро-взрывобезопасность*. 2001. Т. 10. № 1. С. 40–43.

35. Доррер Г.А. Математические модели динамических пожаров. М.: Лесная промышленность, 1979. 161 с.

36. Гришин А.М. Фильков А.И. Прогноз возникновения и распространения лесных пожаров. Кемерово: "Практика", 2005. 202 с.

37. Воробьев О.Ю., Валендин Э.Н. Вероятностное множественное моделирование распространения лесных пожаров. Новосибирск: Наука, 1978.

160 с.

38. Про загальнодержавну програму подолання наслідків Чорнобильської катастрофи на 2006–2010 роки: Закон України від 14 березня 2006 р. № 3522-IV / Верховна Рада України. *Відомості Верховної Ради України*. 2006. № 34. Ст. 290.

39. Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи: Закон України 27 лютого 1991 року № 791а-ХІІ / Верховна Рада України. *Відомості Верховної Ради УРСР*. 1991. № 16. Ст. 198.

40. Про захист людини від впливу іонізуючого випромінювання: Закон України від 14 січня 1998 р. № 15/98-ВР / Верховна Рада України. *Відомості Верховної Ради України*. 1998. № 22. Ст. 115.

41. Про статус і соціальний захист громадян, які постраждали внаслідок Чорнобильської катастрофи: Закон України від 28 лютого 1991 р. № 796-ХІІ / Верховна Рада України. *Відомості Верховної Ради України*. 1991. № 16. Ст. 200.

42. Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97). Державні гігієнічні нормативи (ДГН-6.6.1-6.5.001-98). Київ, 1998. 135 с.

43. Норми радіаційної безпеки України. Доповнення: Радіаційний захист від джерел потенційного опромінення (НРБУ-97/Д-2000). Затверджений Постановою головного державного санітарного лікаря України від 12.07.2000 № 116.

44. Основні санітарні правила забезпечення радіаційної безпеки України (ОСПУ-2005). Затверджені наказом МОЗ України від 02.02.05 № 54.

45. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді. (Державні гігієнічні нормативи ГН 6.6.1.1-130-2006). Київ: МОЗ України, 2006. 20 с.

46. Методичні рекомендації по радіоекологічному оцінюванню територій з допомогою картографування НЦРМ АМН України. Київ, 1995. 38 с.

47. Інструкція по изучению пожаров. К.: ГУПО МВД Украины, 1994. 28 с.

48. Про затвердження Порядку обліку пожеж та їх наслідків: Постанова Кабінету Міністрів України від 26 грудня 2003 р. № 2030 / Кабінет Міністрів України. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2030-2003-%D0%BF>.

49. Про затвердження картки обліку пожежі та інструкції по її заповненню: Наказ МВС України від 4 жовтня 1995 р. № 6554.

50. Инструкция по определению ущерба, причиняемого лесными пожарами. М.: Рослесхоз, 1998. 30 с.

51. Методические рекомендации по санитарному контролю за содержанием радиоактивных веществ в объектах внешней среды. М.: МЗ СССР, 1980. 336 с.

52. Методика определения плутония в почвах, растениях, аэрозолях в марлевых планшетах. М.: ТЕОХИЛ АН СССР, 1986. 7 с.

53. Пробовідбір повітря, води, ґрунту, донних осадів та атмосферних випадінь для визначення вмісту радіонуклідів: методичні рекомендації. Київ, 1998. 29 с.

54. Оперативная оценка доз облучения населения при радиоактивном загрязнении территорий воздушным путем: методические указания (МУ 2.6.1.2153-06) С-ПБ 2007. 56 с.

55. Методические рекомендации по оценке радиационной обстановки в населенных пунктах. М.: МЗ СССР, 1990. 47 с.

56. Методические рекомендации по оценке радиационной обстановки окружающей среды. Киев: МЗ УССР, 1988. 49 с.

57. Инструкции и методические указания по оценке радиационной обстановки на загрязненной территории. М.: Госкомгидромет, 1987. 121 с.

58. Про затвердження правил пожежної безпеки в лісах України: наказ Державного комітету лісового господарства України від 27 грудня 2004 р. № 278 / Державний комітет лісового господарства України. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0328-05>.

59. Методические указания по определению содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах и растениях. М., 1985. 64 с.

60. Методичний посібник з організації проведення науково-дослідних робіт в галузі сільськогосподарської радіології. Київ: Укр НД/СГР, 1992. 136 с.

61. Довідник для радіологічних служб Мінсільгосппроду України. Київ, 1997. 176 с.

62. Руководство по ведению лесного хозяйства в зонах радиоактивного загрязнения от аварии на Чернобыльской АЭС. М., 1998. 65 с.

63. Обязательные рекомендации по оценке воздействия ионизирующих излучений на население при общей радиационной аварии на атомных электростанциях и неотложным мерам по защите населения: ДСП/Минздрав СССР. Утв. Главным санитарным врачом СССР в 1981 г. М., 1981. 11 с.

64. Реконструкция и прогноз доз облучения населения, проживающего на территориях Украины, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате аварии ЧАЭС: инструктивно-методические указания. (Методика-97). Киев, МОЗ Украины, 1998. 79 с.

65. Методические указания по расчету индивидуально годовых доз внутреннего облучения населения радионуклидами цезия. Ленинград: ЛИИРТ, 1987. 57 с.

66. ДСТУ ISO 2889-2001. Захист від радіації. Загальні принципи відбирання проб радіоактивних речовин із повітря: Національний стандарт України. (ISO 2889: 1975, ІДТ). Держспоживстандарт України, 2003. 56 с.

67. ДСТУ 7216: 2011. Прилади радіаційного контролю навколишнього середовища. Дозиметри та радіометри радіаційного контролю. Класифікація й загальні технічні вимоги. Київ, Держспоживстандарт України, 2011. 13 с.

68. ГОСТ 12.1.044-89. Пожаровзрывоопасность веществ и материалов. Номенклатура показателей и методы их определения. М.: Изд-во стандартов, 1990. 56 с.

69. Азаров С.И., Бабич Е.В. Разработка установок для определения вредных веществ в радиоактивных продуктах сгорания / *Крупные пожары: предупреждение и тушение*: труды XVI научно-практ. конф. по вопросам борьбы с пожарами. М., 2001. Ч. 1. С. 303-305.

70. Государственная система обеспечения единства измерений. Гаммаспектрометры с полупроводниковыми детекторами. Методика поверки МИ 19.16-88: методические издания. М.: Госстандарт, 1989. 35 с.

71. Методика измерения бета-активности / под ред. А.Н. Силантьева. М.:

Гидрометеиздат, 1968. 81 с.

72. Радиометры комбинированные КРК-1, КРК-1-01. Техническое описание и инструкция по эксплуатации (ЖШ 1.287.603 ТО).

73. Мясоедов Б.Ф., Гусева Л.И., Лебедев И.А. Аналитическая химия трансплутониевых элементов. М.: Наука, 1972. 374 с.

74. Азаров С.И. Радиоэкологические последствия лесных пожаров в Украине. *Гигиена населенных мест*. 2000. Вып. 37. С. 341–344.

75. Азаров С.И. Прогноз радиационной обстановки и ущерба при лесном пожаре на постчернобыльской территории. Тез. докл. II симп. по радиоэкологии. Обнинск, 1996. С. 173–174.

76. Азаров С.И. Разработка аналитических методов расчета частоты пожаров в постчернобыльской зоне. *Проблемы горения и тушения пожаров на рубеже веков*: матер. XV науч.-практ. конф. ВНИИПО МВД. 1999. С. 25–26.

77. Азаров С.И., Прикашиков О.И. Характеристика інгалаційного надходження радіонуклідів при лісових пожежах в зоні відчуження ЧАЕС. Тез. доп. II з'їзду радіобіологів України. Дніпропетровськ, 1995. Т. 1. С. 141–142.

78. Radiation Protection. ICRP Publication 60. Oxford: Pergamus Press, 1990. 197 p.

79. Азаров С.И., Сидоренко В.Л., Єременко С.А. Аналіз математичних моделей прогнозування екологічних наслідків забруднення довкілля при аварійних викидах. *Можливості використання методів механіки для розв'язання питань безпеки в умовах надзвичайних ситуацій*: XI наук.-практ. конф. (Харків, 7 грудня 2012 р.). Харків, 2012. С 76–78.

80. Сидоренко В.Л., Задунай О.С., Азаров І.С. Аналіз існуючих методів оцінки ризику аварій на потенційно небезпечних об'єктах. *Запобігання надзвичайним ситуаціям і їх ліквідація*: матер. наук.-практ. сем. (Харків, 7 лютого 2018 р.). Харків: НУЦЗУ, 2018. С. 59–61.

81. Техногенно-екологічні наслідки Чорнобильської катастрофи: монографія / С.І. Азаров, С.А. Єременко, В.Л. Сидоренко, М.В. Білошицький, Є.А. Власенко, А.В. Пруський, В.О. Тищенко; за заг. ред. П.Б. Волянського. Київ:

МПБП «Гордон», 2019. 456 с. С. 127–142.

82. Чорнобиль четверте десятиліття: монографія / О.І. Бондар, В.М. Ващенко, С.І. Азаров, В.Л. Сидоренко, Є.А. Лоза, І.Б. Кордуба, В.О. Тарасов, О.А. Улицький, В.М. Єрмаков, Ж.І. Патлашенко, О.В. Луньова. Київ: Підприємство "НАІР", 2019. 407 с. С. 146–153.

83. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Задунай О.С. Методичні основи проведення аналізу безпеки проміжного сховища відпрацьованого ядерного палива мокрого типу. *Екологія і промисловість*. 2019. № 3. С. 24–32.

84. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Серeda Ю.П. Аналіз методів моделювання розвитку лісових пожеж, забруднених технологічними радіонуклідами. *Радіоекологія-2015*: зб. матер. наук.-прак. конф. (Київ, 24–26 квітня 2015 р.). Київ, 2015. С. 146–149.

85. Наукові засади захисту населення і територій від наслідків лісових пожеж з радіаційно небезпечними факторами: монографія / С.І. Азаров, С.А. Єременко, В.Л. Сидоренко, О.М. Смірнова, М.В. Білошицький, Є.А. Власенко, А.В. Пруський, Ю.П. Серeda; за заг. ред. П.Б. Волянського. Київ: ТОВ "Інтердрук", 2016. 203 с. С. 76–91.

86. Мінімізація радіаційних наслідків лісових пожеж після Чорнобильської катастрофи на основі еколого-інформаційного моніторингу: монографія / О.І. Бондар, С.І. Азаров, В.М. Ващенко, В.І. Паламарчук, В.Л. Сидоренко; за заг. наук. ред. О.І. Бондаря. Херсон: Грінь Д.С., 2016. 300 с. С. 84–93.

87. Азаров С.І., Руденко О.В., Сидоренко В.Л., Єременко С.А. Радіаційний ризик для населення від пожеж в лісах, забруднених чорнобильськими радіонуклідами. *Екологічна безпека і природокористування*. 2012. Вип. 9. С. 19–25.

88. Сидоренко В.Л., Серeda Ю.П., Демків А.М., Азаров І.С. Існуючі підходи до аналізу екологічного ризику. *Проблеми екологічної безпеки*: тези доп. XV міжнар наук.-техн. конф. (Кременчук, 11–13 жовтня 2017 р.). Кременчук, 2017.

89. Деякі аспекти імітаційного моделювання екологічних систем. *Екологічна безпека як основа сталого розвитку суспільства. європейський досвід і*

перспективи: матер. III міжнар. наук.-прак. конф. (Львів, 14 вересня 2018 р.). Львів, 2018. С. 74.

90. Азаров С.І., Сидоренко В.Л. Оцінка ймовірності виникнення лісових пожеж в Чорнобильській зоні відчуження. *Актуальні питання техногенної та цивільної безпеки України*: матер. I всеукр. наук. конф. (Миколаїв, 21–22 вересня 2018 р.). Миколаїв, 2018. С. 114–117.

РОЗДІЛ 3

МОДЕЛЮВАННЯ ЕКОЛОГІЧНИХ НЕБЕЗПЕК ВІД РАДІАЦІЙНО НЕБЕЗПЕЧНИХ ОБ'ЄКТІВ І ЯВИЩ

3.1. Загальна характеристика моделей техноприродних небезпек

Сьогодні як основну технологію системного аналізу вирішення завдань, пов'язаних з проблемними ситуаціями у сфері екологічної безпеки, дослідники використовують методи математичного моделювання. Теоретико-графові методи використовуються для формалізації і аналізу сценаріїв розвитку складних екосистем в умовах надзвичайних ситуацій, де сценарій поведінки об'єкта дослідження розглядається як послідовність станів і передбачуваних умов функціонування моделей екосистеми, що описують процес зміни його параметрів. Такі послідовності дискретно фіксують принципіві, з їх точки зору, моменти переходу екосистеми в якісно новий стан.

Сценарій може бути синтезованим як інструмент формального аналізу альтернативних варіантів розвитку критичних ситуації в процесі заданих цільових і критеріальних установках в умовах невизначеності. Ці сценарії можуть створюватись як синергетичні, що моделюють аспекти поведінки даної екосистеми, так і атрактивні, що характеризують поведінку об'єкта у відповідності із застосовуваними бажаними «розумними» керованими впливами.

Логіко-ймовірнісні методи використовується для дослідження екологічної безпеки складних екосистем різної природи у яких характер взаємозв'язків між елементами чітко не встановлений. Логіко-ймовірнісна теорія безпеки привернула увагу вчених і спеціалістів, перш за все, можливістю об'єктивного виявлення найбільш небезпечних причин надзвичайних ситуацій різної природи за допомогою таких характеристик як «внесок» і «вага». Ця теорія враховує не тільки стандартні умови функціонування екосистем, але й можливість зовнішніх непередбачуваних і несанкціонованих впливів на екосистему. Екосистема описується за допомогою сценаріїв мережевого типу з циклами й неминучою

повторюваністю аргументів під час їх формалізації.

Аналітичні або детерміновані моделі використовуються для опису безпечного функціонування екосистем, що не містять істотної випадковості за допомогою фазових змінних – фізичних величин. Закони функціонування елементів екосистеми задаються компонентними рівняннями, що зв'язують різнорідні фазові змінні. Серед математичних підходів щодо вирішення складних проблем екологічної безпеки, заснованих на аналітичних моделях, важливе місце посідають компартментні моделі та моделі системної динаміки. Для практичного застосування аналітичних моделей властиво те, що процеси безпечного функціонування екосистеми представляються у вигляді аналітичних математичних залежностей: алгебраїчних, інтегральних і диференціальних рівнянь або їх систем.

Для реальної оцінки радіаційних небезпек від ПНО і явищ, прогнозування екологічних наслідків і забезпечення радіаційної безпеки населення, що перебуває в зоні радіаційного впливу, необхідно удосконалити існуючі методи розрахунку та моделювання механізму виникнення і протікання аварій на ПНО та пожеж в лісах, забруднених радіонуклідами. Зараз на практиці широко застосовуються аналітичні детерміновані та ймовірнісні моделі, а також імітаційні моделі виникнення лісових пожеж різних типів і класів. Ці моделі до деякої міри сприяють вирішенню проблем аналізу аварій і пожеж, небезпеки радіоактивного забруднення довкілля, а також захисту населення від їх радіоактивних наслідків. Однак дані моделі не дозволяють повністю врахувати весь комплекс небезпечних і шкідливих радіаційних факторів викидів РПЗ, що характеризують виникнення, розвиток і поширення аварій і пожеж у просторі і часі, оскільки їх необхідно розглядати як складніший випадковий процес, що характеризує багаторазовою невизначеністю і широким вирівнюванням різних значень і параметрів, а також можливих варіантів їх взаємозв'язків [1, 2].

Сутність всіх модельних уявлень про виникнення і розвиток аварій і пожеж на радіаційно забруднених територіях різного призначення полягає у тому, щоб знати і у будь-який момент часу та у кожній точці контрольованої території

значення всіх факторів і параметрів, що характеризують радіаційну обстановку (температура, тиск, концентрація газів і диму, швидкість утворення небезпечних і шкідливих речовин, їх токсичні і радіаційні характеристики тощо). Ця інформація необхідна для рішення наступних питань: способу попередження пожежі, заходів протипожежної охорони, методів протипожежної безпеки, шляхи евакуації людей, дислокації ПРП і багатьох інших проблем, пов'язаних з попередженням радіаційно небезпечних ситуацій і ефективною роботою з ними.

Кількість забруднюючих радіоактивних речовин у місцевості, що досліджується, в процесі лісової пожежі визначають 4 групи чинників:

- 1) потужність радіоактивного викиду;
- 2) фізико-хімічні і радіаційні властивості летких частинок;
- 3) стан атмосфери;
- 4) тип лісової пожежі (низова, верхова, перехідна).

Для моделювання і прогнозування лісової пожежі необхідно знати місце і умови виникнення пожежі; оперативно-тактичні, пожежно-технічні, радіаційні характеристики навколишнього середовища; процеси протікання пожежі лісових масивів (орієнтовну температуру, тривалість і швидкість протікання ймовірної пожежі та ін.); наявність уражаючих факторів пожежі і ступінь їхньої радіаційної небезпеки для людей; імовірність виникнення радіаційних наслідків.

Процес відкритого горіння в лісах може бути розділений на кілька стадій: тління, активне полум'яне горіння і загасання. Співвідношення або чергування їх залежить від погодних умов, кількості, структури і властивостей ЛГМ, їх пожежонебезпечних характеристик. Для відкритого горіння характерна висока задимленість повітря утворюючими газами, що пов'язана з утворенням сажових частинок – продуктів неповного згоряння, а високотемпературний вплив на частинки радіонуклідів – утворенню радіоактивних парів і аерозолів.

На даний час існує ряд математичних моделей, що описують лісові пожежі. Одною з наукових робіт з моделювання лісових пожеж є монографія А.М. Гришина [3, 4]. У даних роботах розглядається трьохфазна математична модель лісової пожежі, що на основі рівнянь динаміки гетерогенних багатофазних

середовищ методом усереднення вихідних 3-х мірних рівнянь по висоті шару ЛГМ. Ліс представлено у вигляді дев'ятиярусного (по висоті) багатофазного (вісім фаз) середовища, газова фаза якого описується системою трьохмірних рівнянь газової динаміки [5]. Однак трьохфазна модель складна для програмної реалізації на ПМК і потребує більш детального розгляду хімічного складу суміші газів у зоні лісової пожежі.

Поширення димових газів і аерозолів переважає в приземних шарах атмосфери і сприяє безпосередньому надходженню радіоактивних, токсичних і канцерогенних речовин через дихальні шляхи в організм людей, що беруть участь у гасінні пожежі, і населення, яке проживає у зоні впливу РПЗ. На даний час існують різні математичні моделі аналізу і прогнозування атмосферного забруднення навколишнього середовища в процесі розвитку пожежі [6–9]: детерміністичні і статистичні моделі, моделі локального викиду і поширення забрудненого повітря, моделі контрольованих обсягів, скінчено-різницеві і стоково-дискретне моделювання поширення домішок, фізичне моделювання розсіювання домішок в атмосфері, регіональні моделі аналізу якості повітря.

Застосування даних моделей на практиці показало достатню надійність та достовірність прогнозування рівнів забруднення повітря, створюваних окремими потужними точковими джерелами. Але впровадження даних моделей з метою прогнозування рівнів радіаційного забруднення повітря промислової ділянки або міста не легке, так як існуючі розрахункові схеми застосовуються для розрахунку дифузії тільки на рівнинній місцевості.

Сучасні статистичні моделі впроваджуються тільки для оперативного прогнозу. Вони будуються на основі минулих даних та часто без врахування фізичних особливостей процесу забруднення повітряного басейну. Основним недоліком статистичних моделей є те що умови їх використання можуть відрізнятися від умов, в яких їх було побудовано.

Методи прямого моделювання забруднення атмосферного повітря базуються на моделях, що потребують вирішення прямих та зворотних рівнянь переносу. Недолік – важкість реалізації, великий об'єм розрахунків.

Для опису переносу домішок (аерозольних частинок) у спрямованих потоках і в атмосферних турбулентних пульсаціях широко використовуються [10–14] лагранжевий або тейлоровський методи, що є трудомісткими для чисельних розрахунків і не дозволяють провести прогностичні оцінки на рівні простих інженерних розрахунків; ейлеровський метод або К-теорію, які ґрунтуються на застосуванні напівемпіричних рівнянь атмосферної турбулентної дифузії; моделювання процесів переносу і осадження аерозольних частинок методом Монте-Карло. Дані математичні моделі аналізу і прогнозування атмосферного забруднення радіонуклідами дозволяють описувати і вирішувати досить велике коло завдань, але дуже трудомісткі і складні для практичного застосування.

Проблема моделювання викиду РПЗ у лісі складається з ряду самостійних завдань, обумовлених поетапними фазами їхнього виникнення і поширення. Можна виділити як мінімум кілька фаз розвитку процесу міграції РПЗ. У першій фазі відбувається перехід РПЗ в навколишнє середовище у вигляді димової хмари. У другій фазі шлейф від диму рухається переважно уздовж поверхні землі. У процесі віддалення від осередку пожежі в димовому шлейфі стає усе менше частинок диму в результаті їх «сухого» осадження і розсіювання. Для опису такого складного процесу міграції РПЗ можна застосувати різні динамічні моделі. Однак, для розрахунку швидкоплинних процесів викидів РПЗ з декількох осередків загоряння необхідно використати розрахункові методи, більш вдосконалені у фізичному відношенні і прості в математичному.

Ризик для здоров'я людини, пов'язаний із радіаційним забрудненням навколишнього середовища, виникає за наступних необхідних і достатніх умов: існування джерела радіаційного ризику (радіоактивних речовин в навколишньому середовищі або продуктах харчування), присутність даного джерела ризику в організмі людини у вигляді дози опромінення або концентрації радіонуклідів, схильність організму людини до реакції на дію згаданої дози опромінення або концентрацію радіонуклідів. Індивідуальний і колективний довічний ризик виникнення стохастичних (імовірнісних) ефектів дії радіації знаходиться за наступними залежностями:

$$R_{\text{інд.}} = \int_0^{\infty} Q_i(E) K_e E dE; \quad (3.1)$$

$$R_k = \sum_{j=1}^M R_j, \quad (3.2)$$

де $R_{\text{інд.}}$ і R_k – індивідуальний і колективний довічний ризик відповідно;

E – індивідуальна ефективна еквівалентна доза (одиниця виміру Зв, мЗв);

$Q_j(E)dE$ – імовірність j -го індивіду отримати деяку річну ефективну еквівалентну дозу від E до $E+dE$;

K_e – коефіцієнт довічного ризику скорочення тривалості E періоду повноцінного життя в середньому за 15 років на один стохастичний ефект (від раку останньої стадії).

Під час радіаційного опромінення населення він був обчислений наступним чином:

$$K_e = 7,3 \cdot 10^{-2} \text{ (1/люд.} \cdot \text{Зв)} \quad E < 200 \text{ (мЗв/рік);} \quad (3.3)$$

$$K_e = 1,5 \cdot 10^{-1} \text{ (1/люд.} \cdot \text{Зв)} \quad E \geq 200 \text{ (мЗв/рік).} \quad (3.4)$$

Таким чином, для обрання методики, що найкраще підходить для оцінки радіаційного ризику, необхідно врахувати наступні характеристики: нерівномірний розподіл ризику по території, яка підпадає під радіоактивний вплив забруднення довкілля, специфіка радіаційно-небезпечного об'єкту і місцевого населення, що підпадає під негативний вплив радіації, отримання достовірних статистичних даних про радіоактивне забруднення територій, необхідних для розрахунку моделей, визначення вихідних умов для створення моделі «радіаційна доза – відгук» отриманих на основі результатів біотестування, що відображає характер негативного впливу радіоактивних речовин на людину.

3.2. Моделювання викиду в повітря радіонуклідів під час пожежі на об'єкті «Укриття»

Аналіз можливих сценаріїв аварій на ОУ показав, що у бувшій центральній залі (далі – ЦЗ) можливі локальна, місцева і об'ємна пожежі [15]. Локальна пожежа – це горіння, за якого викид РПЗ з об'єкта не виходить за межі ЧАЕС, а ймовірність реалізації не перевищує $2 \cdot 10^{-2}$ рік⁻¹. Місцева пожежа – осередки, за яких викид РПЗ і пилу з ОУ не виходить за межі тимчасового відселення людей, а ймовірність виникнення такої події складає величину $4 \cdot 10^{-4}$ рік⁻¹. Об'ємна пожежа – значне займання, за якого викид РПЗ і пилу з ОУ виходить за межі ЧЗВ і може охопити сусідні держави за ймовірності $4 \cdot 10^{-2}$ рік⁻¹. Характер процесу розвитку пожежі у ЦЗ залежить від пожежної навантаги, виду і агрегатного стану горючих матеріалів, місця виникнення займання, конструкції приміщення тощо. У табл. 3.1 наведено параметри можливих пожеж у бувшому ЦЗ 4-го блоку ЧАЕС [16].

Таблиця 3.1

Параметри можливих пожеж у бувшому ЦЗ 4-го блоку ЧАЕС

| Категорія пожежі | Причина і місце пожежі | P , рік ⁻¹ | N , кВт | T_c , К | $F_{П}$, м ² | $d_{П}$, м | $h_{П}$, м | $r_{Г.М}$, г/с | $t_{П}$, год | $H_{Д}$, м | $V_{Г}^P$, м/с |
|------------------|--|-------------------------|-----------|-----------|--------------------------|-------------|-------------|-----------------|---------------|-------------|-----------------|
| Локальна | Займання у бувшому ЦЗ | $2 \cdot 10^{-2}$ | 800 | 1273 | <50 | 10,2 | 19 | 4,1 | <1,0 | 100 | 0,09 |
| Місцева | Обвалення будконструкцій в ЦЗ з наступним займанням горючих матеріалів | $4 \cdot 10^{-4}$ | 900 | 1373 | >50 | 19,8 | 22 | 4,8 | >1,5 | 150 | 0,65 |
| Об'ємна | Займання в ЦЗ з руйнуванням покрівлі | $2 \cdot 10^{-2}$ | 2000 | 2073 | ~100 | 25,3 | 40 | 5,4 | ~4–6 | 300 | 1,12 |

Примітка: P – частота або ймовірність виникнення пожежі; N – потужність, яка виділяється під час горіння; T_c – середньооб'ємна максимальна температура газів; $F_{П}$ – площа пожежі; $d_{П}$ – еквівалентний діаметр осередку пожежі; $h_{П}$ – висота полум'я; $r_{Г.М}$ – швидкість вигорання горючих матеріалів; $t_{П}$ – тривалість пожежі; $H_{Д}$ – висота підймання стовпа диму; $V_{Г}^P$ – швидкість висхідного потоку повітря.

У разі виникнення локальної пожежі у бувшому ЦЗ під час згорання 1 т горючих матеріалів в атмосферу можуть надійти [17]: 900 м³ CO₂, 70 м³ CO, 240 м³ парів води і 2,5 кг твердих частинок, у яких 1,5% будуть приходиться на паливні частинки, у складі яких можуть входити ТУЕ, такі, як: ²³⁸Pu, ²³⁹Pu, ²⁴⁰Pu, ²⁴¹Am. Викид РПЗ з ОУ в навколишнє середовище буде відбуватися по байпасній лінії витяжної вентиляції, минаючи фільтрувальну станцію через отвір діаметром 1,5 м у стіні ЦЗ ((10–12) м над поверхнею завалів) на осі 40 у рядах М-К на відм. 43,00, далі в прим. 4000/1 і венттрубу за рахунок природного повітряобміну [18]. Неорганізований викид радіоактивного диму буде відбуватися також через численні отвори в будівельних конструкціях і перепливу повітря з ОУ у приміщення 3-го енергоблоку ЧАЕС через нещільності у розподільній стіні. Інтегральна величина активності миттєвого викиду Q_0 для пожежі в ОУ можна розрахувати за наступною формулою:

$$Q_0 = m A_u, \quad (3.5)$$

де m – маса пилу, що викинутий з ОУ під час руйнування;

A_u – питома активність пилу ОУ.

Для вирахування величини активності викиду за окремими ізотопами A_i застосовують формулу:

$$A_i = A_0 \exp\left(-t/T_{1/2}\right), \quad (3.6)$$

де A_0 – забруднення i -им ізотопом контрольного зразка ділянки на дату контролю (відсотковий склад проби);

t – час, що пройшов з моменту контролю до викиду;

$T_{1/2}$ – період напіврозпаду нукліду.

У багатьох випадках джерела радіоактивного викиду не можуть розглядатися як точкові. Наприклад, у разі попадання домішки у зону аеродинамічної тіні (далі – АТ) за будинком недопустимо використовувати формулу густину випадіння для точкового джерела. Усунути подібні протиріччя

дозволяє метод віртуального джерела, згідно з яким викид вважається точковим, але зсунути на таку віддаль x_d проти вітру, за якої розрахункова концентрація «віртуального» струменя у геометричному центрі джерела буде співпадати з реальною концентрацією у повітрі. Іншими словами у рамках Гауссової моделі шукаємо $x=x_d$ за якого:

$$V_{РПЗ} = \pi \sigma_y \sigma_z u, \quad (3.7)$$

де $V_{РПЗ}$ – об'єм РПЗ, що викидається в одиницю часу.

Розрахунок концентрації у цьому випадку необхідно проводити за формулами для точкових джерел, замінюючи реальні відстані x ефективними $x_{ef}=x+x_d$. Відстань до контрольного приміщення від точки викиду вздовж осі викиду (x) розраховується за формулою:

$$x = L \cos \left(\frac{(\varphi - (180 + \varphi_b)) \pi}{180} \right), \quad (3.8)$$

де L – віддаль від контрольного приміщення до ОУ;

φ – кут напрямку на контрольне приміщення від ОУ;

φ_0 – кут напрямку викиду з ОУ.

Відстань до контрольного приміщення від точки викиду поперек осі викиду (y) розраховується за формулою:

$$y = L \sin \left(\frac{(\varphi - (180 + \varphi_b)) \pi}{180} \right). \quad (3.9)$$

Максимальна об'ємна активність під час проходження димової хмари викиду визначається для миттєвих викидів РПЗ:

$$A_v = G_0(t) Q_0, \quad (3.10)$$

де $G_0(t)$ – залежний від часу фактор метеорологічного розбавлення для миттєво викинутого клуба домішок;

Q_0 – інтегральна величина активності миттєвого викиду РПЗ.

Під час миттєвого точкового викиду фактор розбавлення у димовій хмарі викиду визначається за формулою:

$$G_0(x, y, z, t) = \frac{F(x)}{(2\pi)^{2/3} \sigma_x \sigma_y \sigma_z} \exp\left[-\frac{(x-ut)^2}{2\sigma_x^2} - \frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right] \left\{ \exp\left[-\frac{(z-h)^2}{2\sigma_z^2}\right] + \exp\left[-\frac{(z+h)^2}{2\sigma_z^2}\right] \right\}, \quad (3.11)$$

де x, y, z – ейлерові координати точки у просторі;

u – швидкість вітру;

t – час, що пройшов після вибуху або початку пожежі;

h – висота димової хмари над землею на відстані x від викиду;

$F(x)$ – функція збіднення хмари;

$\sigma_x, \sigma_y, \sigma_z$ – стандартні відхилення розподілу домішок у хмарі викиду у напрямку відповідних координатних осей.

Ці коефіцієнти характеризуються функціями віддалей, що монотонно зростають. Їх вид і величина залежать від погодних умов. В наведеній формулі член $\exp\left[-\left(\frac{(x-ut)^2}{2\sigma_x^2}\right)\right]$ виведений з формули в поняття «ефективний час знаходження у хмарі». В даній моделі для розрахунків коефіцієнтів σ_y, σ_z використовують формули Сміта-Хоскера, відповідно яким поперечну σ_y і вертикальну σ_z дисперсії під час короткочасних викидів розраховували за такими формулами:

$$\sigma_y = \frac{c_3 x}{\sqrt{1+0,001x}}; \quad (3.12)$$

$$\sigma_z = \begin{cases} f(z_0, x) g(x) \leftrightarrow f(z_0, x) g(x) \leq \sigma_z^{\max} \\ \sigma_z^{\max} \leftrightarrow f(z_0, x) g(x) > \sigma_z^{\max} \end{cases}, \quad (3.13)$$

де σ_z^{\max} – граничне значення σ_z для даної категорії стійкості (верхня границя вертикального розподілу);

z_0 – величина шорсткості підстильної поверхні;

x – відстань від джерела викиду.

Функції $g(x)$ та $f(z_0, x)$ розраховували за формулами:

$$g(x) = \frac{a_1 x^{b_1}}{\sqrt{1 + 0,001x}}, \quad (3.14)$$

$$f(z_0, x) = \begin{cases} \ln \left[c_1 x^{d_1} (1 + c_2 x^{d_2}) \right] \leftrightarrow z_0 > 10 \tilde{n} i \\ \ln \left[c_1 x^{d_1} / (1 + c_2 x^{d_2}) \right] \leftrightarrow z_0 > 10 \tilde{n} i \end{cases}. \quad (3.15)$$

В процесі руху інтегральний вміст домішки в хмарі викиду може зменшитися за рахунок радіоактивного розпаду, сухого осідання на поверхню землі та вимивання опадами (мокрого осідання). Функцією виснаження називають безрозмірне відношення:

$$F(x) = \frac{Q(x)}{Q_0}, \quad (3.16)$$

де Q_0 – інтегральний вміст домішки в хмарі в момент викиду;

$Q(x)$ – інтегральний вміст домішки в тій же хмарі на відстані x від джерела.

Функція виснаження хмари димового викиду в результаті радіоактивного розпаду дається формулою:

$$F(x) = \exp\left(\frac{-\lambda x}{u}\right), \quad (3.17)$$

де λ – стала радіоактивного розпаду;

u – швидкість вітру.

Зауважимо, що $x/u=t$ – час руху домішки до заданої точки. Функція виснаження внаслідок сухого осадження:

$$F(x) = \exp\left[-\sqrt{\frac{2}{\pi}} \frac{w_g}{u} \int_0^x \frac{1}{\sigma_z} \left(-\frac{h_2}{2\sigma_z^2}\right) dx\right], \quad (3.18)$$

де h – висота вихідної точки викиду (висота ОУ);

σ_z – вертикальна дисперсія розподілу домішки в димовій хмарі викиду;

w_g – швидкість сухого осадження.

На великих відстанях, де висота шару перемішування (отже і σ_z) сягає свого максимального значення, справедлива наступна формула:

$$F(x) = \exp \left[-\sqrt{\frac{2}{\pi}} \frac{w_g}{u} \int_0^x \frac{1}{\sigma_z} \left(-\frac{h^2}{2\sigma_z^2} \right) dx \right] \exp \left[\frac{w_g}{H_z^{\max}} (x - x_m) \right], \quad (3.19)$$

де H_z^{\max} – максимальна висота шару перемішування;

x_m – відстань, на якій H_z і σ_z досягають максимального значення.

Функція виснаження димової хмари викиду в результаті процесу мокрого осідання, що обумовлюється захватом аерозолів каплями опадів або сніжинками, визначається формулою:

$$F(x) = \exp \left[-\frac{\Lambda x}{u} \right], \quad (3.20)$$

де Λ – стала вимивання опадами. Вона залежить від типу опадів, спектру дощових капель та інтенсивності опадів. Її обчислювали за формулою:

$$\Lambda = k_r k_0 I, \quad (3.21)$$

де I – інтенсивність опадів;

k_r – стандартна величина абсолютної вимиваючої здатності дощу для всіх нуклідів приймається рівною 10^{-5} год/мм·с, характерна для дощу інтенсивністю 1 мм/год;

k_0 – відносна вимиваюча здатність опадів інших типів (табл. Г.1, додатку Г).

Повна функція виснаження димової хмари розраховується перемноженням диференційних функцій виснаження за рахунок всіх трьох процесів. РПЗ аварії, що захвачуються вітром, формують радіоактивну хмару, яка переміщається у повітрі. Під час переміщення хмара буде диспергувати в залежності від зміни погоди, переміни вітру і проходження процесів турбулентного переміщення. Поведінка хмари залежить від висоти і природи викиду радіоактивності,

атмосферних умов і швидкості вітру. Існують моделі, що описують і передбачають дисперсію і випадіння радіоактивності із димової хмари. У порівнянні з рухом радіоактивності поверхнею землі атмосферне переміщення дуже швидке. Воно визначається швидкістю вітру, тобто складає приблизно 10 км/год. В процесі перенесення радіоактивності з вітром атмосферна дифузія постійно розмиває (диспергує) радіоактивність. Ця дифузія постійно знижує концентрацію радіоактивності, так що вона становиться настільки низькою, що уже більше не представляє собою будь якої небезпеки. Середня швидкість вітру – найбільш важливий параметр дисперсії, так як вона визначає напрямок переміщення і кількість повітря, яким розбавляється радіоактивність. Інші важливі фактори – це випадіння опадів, що вимивають радіоактивність із хмари, штормові або нестійкі атмосферні умови, які визначають атмосферну дифузію, топографія, від якої також залежить турбулентність, тощо.

На рис. 3.1 наведено розраховані значення густини випадіння РПЗ на ґрунт на віддалі 1,0 км від місця локальної пожежі на ОУ для частинок різних діаметрів. В розрахунках враховувалися усі основні фактори (табл. 3.2), що визначають процес розсіювання РПЗ, включно з вимиванням домішок опадами і радіоактивний розпад. Були розглянуті в основному триваложивучі радіонукліди і дві версії, пов'язані з вимиванням домішок опадами. Перша – опади відсутні, друга – їх інтенсивність складає 5 мм/год.

В процесі руйнуванні силових і сигнальних кабелів, що прокладені в ЦЗ, будуть виникати короткі замикання і займання ізоляції кабелів, горючого будівельного сміття і пірофорних матеріалів. Падіння або переміщення окремих фрагментів конструкцій ОУ може привести до руйнування захисної локалізуючої плівки і у результаті концентрації до «локальних» вибухів в ЦЗ. Чисельні осередки займання у завалах і руйнування покрівлі приведуть до додаткового викиду РПЗ за межі ОУ. Під час падіння покрівлі до виникнення місцевої пожежі у ЦЗ радіоактивний пил буде знаходитись у зв'язаному стані (захисна плівка пилопридушуючого складу, підвищена вологість) і швидкість його викиду у разі виникнення конвективної колонки буде незначною.

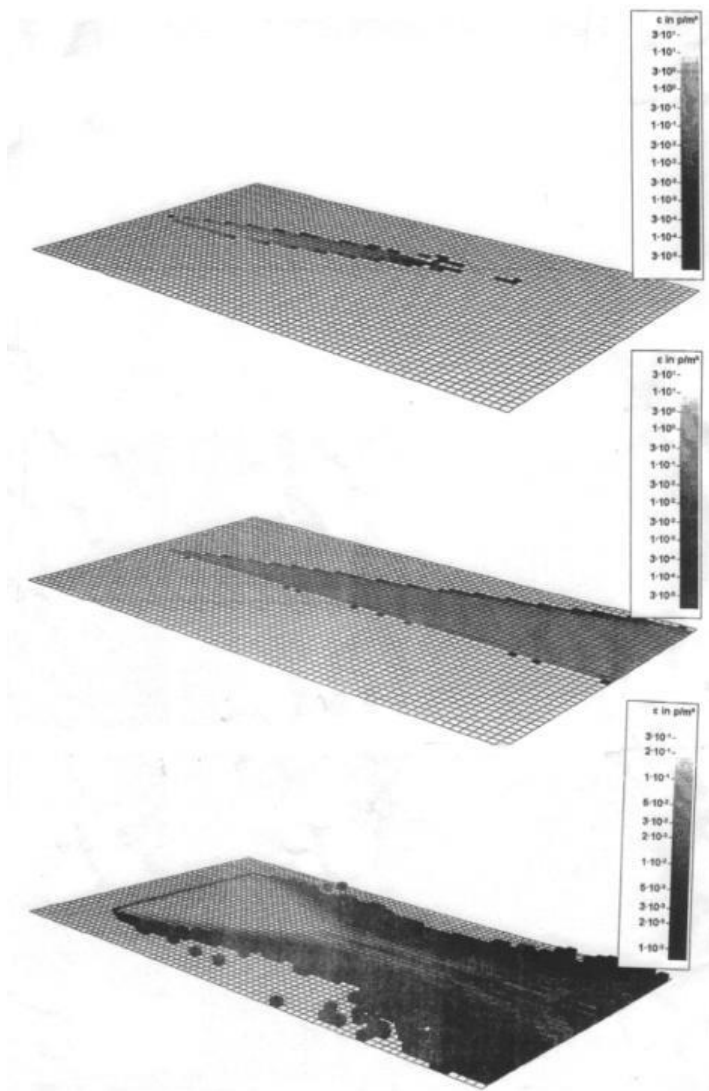


Рис. 3.1 – Розраховані значення густини випадіння РПЗ під час локальної пожежі на ОУ

Місцева пожежа може перерости в об'ємну, за якої полум'я з великою швидкістю буде поширюватися по горючим матеріалам, а язики полум'я досягати висоти 40 м, займати значну частину об'єму ЦЗ і справляти безпосередній тепловий вплив на будівельні конструкції протягом тривалого часу, за якого можливе обвалення конструкцій верхньої кривлі укриття. Обвалення двох пар балок Б-1 і Б-2 з трубами і настилом із металічних щитів сумарною масою 1,05 тис. т, що знаходяться на них, визве додатковий викид назовні радіоактивного пилу (приблизно 10% від загальної кількості).

Таблиця 3.2

Варіант середніх значень метеоумов для періоду, що розглядається

| Напрямок вітру | Пн | ПнС | С | ПдС | Пд | ПдЗ | З | ПнЗ |
|------------------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| Середня швидкість, м/с | 3,8 | 3,0 | 3,1 | 3,7 | 3,7 | 3,8 | 4,0 | 4,2 |
| Повторюваність, % | 14 | 9 | 11 | 8 | 11 | 11 | 16 | 20 |

Під час виникнення об'ємної пожежі у ЦЗ (без попереднього руйнування) за рахунок тепла, що виділяється, волога випарується, захисна плівка вигорить, а зникнення штучної перешкоди під час наступного руйнування покрівлі між забрудненою поверхнею завалів і навколишнім середовищем підсилить процес горіння і викид радіоактивного пилу в атмосферу. Загальна маса незв'язаного

радіоактивного пилу у зруйнованому ЦЗ і сусідніх приміщеннях досягає приблизно 1,0 т зі специфічною активністю $4,3 \cdot 10^9$ Бк/г. Додатково наявні приблизно 3 т нерадіоактивного пилу з приблизно однаковим розподілом частинок, що не впливає на подальший аналіз. Короткочасний викид радіоактивного пилу під час об'ємної пожежі масою 100 кг наведений у табл. 3.3 з вказівкою нуклідного складу.

Таблиця 3.3

Нуклідний склад і активність окремих нуклідів
для маси радіоактивного пилу у 100 кг

| Радіонуклід | Активність, Бк | Радіонуклід | Активність, Бк |
|-------------------|---------------------|-------------------|---------------------|
| ^{90}Sr | $9,8 \cdot 10^{13}$ | ^{144}Pr | $1,3 \cdot 10^{12}$ |
| ^{90}Y | $9,8 \cdot 10^{13}$ | ^{147}Pm | $3,0 \cdot 10^{13}$ |
| ^{106}Ru | $2,1 \cdot 10^{12}$ | ^{238}Pu | $5,4 \cdot 10^{12}$ |
| ^{106}Rh | $2,1 \cdot 10^{12}$ | ^{239}Pu | $4,5 \cdot 10^{11}$ |
| ^{134}Cs | $5,0 \cdot 10^{12}$ | ^{240}Pu | $6,2 \cdot 10^{11}$ |
| ^{137}Cs | $1,2 \cdot 10^{14}$ | ^{241}Am | $8,5 \cdot 10^{11}$ |
| ^{144}Ce | $1,3 \cdot 10^{12}$ | | |

Приведену висоту джерела аварійного викиду РПЗ і пилу з будівлі ОУ розраховуємо за формулою[19]:

$$h_p = \frac{H(0,5 A) - hb}{hz - hb}, \quad (3.22)$$

де A – ширина будинку;

hb – висота будинку;

hz – верхня межа проміжної зони у місці розташування джерела.

Будемо використовувати оцінку:

$$h_z = 0,36 \cdot 0,5A + 1,7hb. \quad (3.23)$$

Блок-схема організації розрахунків характеристик забруднення довкілля під час аварійного викиду РПЗ і пилу наведена на рис. 3.2.



Рис. 3.2. Блок-схема організації розрахунків характеристик забруднення повітря і ґрунту під час аварійного викиду РПЗ і пилу

Відзначимо, що у загальному випадку параметр висоти залежить від відстані (або, в іншій формі, від часу) $H=H(x)$, ($H=H(t)$):

$$H(x) = h + \Delta h(x), \quad (3.24)$$

де h – початкова висота хмари викиду (дорівнює висоті будинку плюс радіус хмари).

Підйом струменю викиду для усіх погодних умов обчислюється за формулою:

$$\Delta h(x) = 1,44D \left[\left(\frac{W_0}{V} \right)^2 \frac{x}{D} \right]^{1/3} + \frac{2}{V} \left(\frac{\Delta T}{T_s} g W_0 \frac{D^2}{4} x^2 \right)^{1/3}, \quad (3.25)$$

де x – відстань по осі X від місця викиду до центру хмари в момент часу, що цікавить нас;

D – діаметр отвору, через який відбувається викид;

W_0 і V – швидкість вітру на висоті викиду і швидкість витікання викиду, відповідно;

ΔT і T_s – різниця температур повітря, що викидається, і атмосферного повітря та абсолютна температура викиду;

g – прискорення вільного падіння.

Перший доданок у формулі (3.23) враховує динамічний підйом хмари викиду у результаті швидкісного напору викиду, другий – плавний підйом унаслідок перегрівання повітря, що викидається. Є декілька підходів до оцінювання максимального піднімання хмари.

Для нейтральних або нестійких умов атмосфери:

$$\Delta h^{\max} = 3 \frac{W_0}{V} D, \quad (3.26)$$

для стійких умов під час вітряної погоди:

$$\Delta h^{\max} = 1,5s^{-1/6} \left(\frac{W_0}{2\sqrt{V}} D \right)^{2/3} + 2,6 \left(\frac{F}{Vs} \right)^{1/3}, \quad (3.27)$$

для стійких умов під час штилю:

$$\Delta h^{\max} = 5,1F^{1/4} s^{3/8}, \quad (3.28)$$

де
$$F = \frac{\Delta T}{T_s} g W_0 \frac{D^2}{4} x^2 - \quad (3.29)$$

величина, пропорційна потокові сил плавучості, m^4/c^3 .

Оцінка частки викиду K_{at} , що потрапляє в зону АТ, залежить від початкової висоти викиду і для ОУ складає від 10% до 60%. (Для приведених нижче оцінок $K_{at}=0,44$). Визначення розмірів циркуляційної зони виконується відповідно до побудованої схеми руху домішки в АТ. АТ апроксимуємо четвертиною еліпсоїда з піввісями $a=At$, $b=0,5B$, $c=hb$. $At=4hb$ довжина АТ, B – довжина будинку, hb – висота будинку. Об'єм зони АТ:

$$V_{at} = \frac{\pi}{6} A t B h b, \quad (3.30)$$

де $V_{at}=1,2E+06 \text{ м}^3$.

Характер розподілу домішки в об'ємі АТ і швидкість її осідання на поверхню в основному визначаються фракційним складом аерозолів. Під час рівномірного перемішування початкова середня об'ємна активність:

$$Q_0 = \frac{k Q}{V_{at}}, \quad (3.31)$$

де $Q_0=5,5E+07 \text{ Бк/м}^3$.

Згодом об'ємна активність у зоні АТ змінюється через процеси сухого осідання, вимивання опадами частинок за межі АТ вітром. В останньому випадку зона АТ служить об'ємним джерелом забруднення повітря і поверхні. Функція виснаження $F(t)=F1(t) \cdot F2(t) \cdot F3(t) \cdot F4(t)$ для зони АТ враховує зазначені механізми. $F1(t)=\exp(-L \cdot t)$ – виснаження за рахунок радіоактивного розпаду; $F2(t)=\exp(-3Vgt/(8hb))$ – виснаження за рахунок сухого осідання; $F3(t)=\exp(-D \cdot t)$ – виснаження за рахунок вимивання опадами; $F4(t)=\exp(-lat \cdot t)$ – виснаження за рахунок виносу домішки вітром із зони АТ ($lat=0,02 \cdot ss_y \cdot V$ – частина домішки, що виноситься за одиницю часу. Залежить від мінливості напрямку вітру по осі і швидкості вітру). Типове поведіння функції виснаження АТ з часом наведено на рис. 3.3.

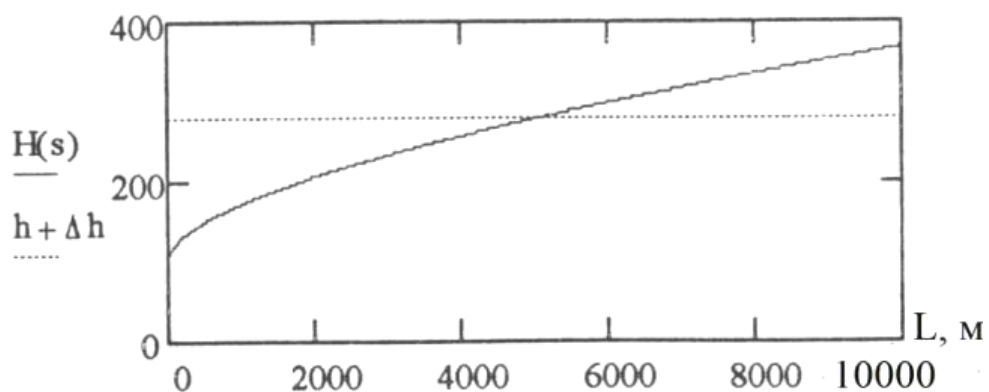


Рис. 3.3. Характерна залежність висоти хмари від відстані

Функція $F(t)$ визначає закон зміни з часом приземної концентрації забруднення повітря в зоні АТ:

$$QT(t) = Qat \frac{F(t)}{Vat}. \quad (3.32)$$

Густина забруднення поверхні в зоні АТ у результаті сухого осідання залежить від часу і збільшується в міру осідання і розсіювання. Розрахунок у даному випадку приводить до виразу:

$$Q_1(x, y, T) = Vg Q_0 \int_0^T F(t) dt. \quad (3.33)$$

Розрахунок густини забруднення поверхні в зоні АТ у результаті мокрого осідання проводиться на основі наступної закономірності:

$$Q_2(x, y, T) = D Q_0 hb \sqrt{1 - \left(\frac{x}{At}\right)^2 - \left(\frac{y}{b}\right)^2} \int_0^T F(t) dt. \quad (3.34)$$

Описуючи зону АТ, як об'ємного джерела забруднення, вводимо уявне точкове джерело, розташоване у точці $(-x_0, 0, 0)$. Розмір зсуву x_0 визначаємо з умови $sy(x_0) = 0,25B$ (розсіювання по Y порівняно з шириною будинку) ($x_0 = 85$ м). Для концентрації радіоактивного забруднення приповерхневого прошарку повітря навколо об'ємного джерела викиду (Бк/м³) маємо:

$$Cv(x, y, t) = \frac{Mat \left(t - T_0 - \frac{x - At}{V} \right)}{\pi sy(x + x_0) \cdot sz(x + x_0) V} \cdot \exp \left[\frac{-y^2}{2sy(x + x_0)^2} \right]. \quad (3.35)$$

Для оцінки густини поверхневого забруднення землі внаслідок сухого осадження до моменту T отримана така формула:

$$E(x, y) = \frac{1}{\pi sy(x) sz(x) V} \exp \left(-\frac{y^2}{2 sy(x)^2} \right), \quad (3.36)$$

$$FT(T) = \int_0^T F(t) dt, \quad (3.37)$$

$$S1v(x, y, T) = Vg \int_0^T Q \alpha t E(x + x_0, y) FT\left(T - T_0 - \frac{x - At}{V}\right). \quad (3.38)$$

А для оцінки густини поверхневого забруднення землі внаслідок вимивання опадами – наступні формули:

$$E_2(x, y) = \frac{1}{\sqrt{2\pi} sy(x)V} \exp\left(-\frac{y^2}{2 sy(x)^2}\right), \quad (3.39)$$

$$S1v(x, y, T) = D \int_0^T Q \alpha t E_2(x + x_0, y) FT\left(T - T_0 - \frac{x - At}{V}\right). \quad (3.40)$$

Частка $(1-K_{AT})$ усього викиду, тобто $(1-K_{AT})Q$, розсіюється як висотний викид. Фактор розбавлення $G_0[\text{м}^{-3}]$ хмари викиду задається формулою:

$$G_0(x, y, z, t) = \frac{F(x)}{(2\pi)^{3/2} \sigma_x(t) \sigma_y(t) \sigma_z(t)} \cdot \exp\left[-\frac{1}{2} \left(\frac{(x - Vt)^2}{\sigma_x^2(t)} + \frac{y^2}{\sigma_y^2(t)} \right)\right] \times \left\{ \exp\left(-\frac{(z - H)^2}{2\sigma_z^2(t)}\right) + \exp\left(-\frac{(z + H)^2}{2\sigma_z^2(t)}\right) \right\}, \quad (3.41)$$

де x, y, z – координати точки у просторі;

V – швидкість вітру;

t – час, який минув після викиду;

H – висота хмари викиду над землею на відстані x ;

$F(x)$ – функція виснаження хмари;

$\sigma_x, \sigma_y, \sigma_z$ – стандартні відхилення розподілу домішки в хмарі димового викиду у напрямку відповідних координатних осей.

Ці коефіцієнти характеризуються монотонно зростаючими функціями часу, їхній вид і розмір залежать від погодних умов і визначаються за наступними

формулами:

$$\sigma_i^2 = S^2 + 0,02(1 + 0,03k_f)Hvt + ss_i^2(Vt)^2, \quad (3.42)$$

де k_f – коефіцієнт фонові турбулентності;

ss_i – кутові дисперсії напрямку вітру, що залежать від стану стійкості атмосфери;

H – висота центру хмари;

V – розрахункова швидкість вітру.

Варто підкреслити, що у зазначених формулах для дисперсії перша складова S^2 характеризує дисперсію домішки в початковий момент часу, друга – відповідає за механізм розсіювання домішки дрібномасштабною турбулентністю, а третя – враховує внесок великомасштабних вихорів. Для чинника розведення G_0 [м^{-3}] хмари викиду на рівні землі, вважаючи $z=0$, отримаємо формулу:

$$G_0(x, y, t) = \frac{2F(x)}{(2\pi)^{3/2} \sigma_x(t) \sigma_y(t) \sigma_z(t)} \cdot \exp \left[-\frac{1}{2} \left(\frac{(x-Vt)^2}{\sigma_x^2(t)} + \frac{y^2}{\sigma_y^2(t)} + \frac{H^2}{\sigma_z^2(t)} \right) \right]. \quad (3.43)$$

Визначений інтерес представляє розподіл домішки у горизонтальній площині, що проходить через центр димової хмари. Вважаючи $z=H$, отримаємо:

$$G_0(x, y, t) = \frac{F(x)}{(2\pi)^{3/2} \sigma_x(t) \sigma_y(t) \sigma_z(t)} \cdot \exp \left[-\frac{1}{2} \left(\frac{(x-Vt)^2}{\sigma_x^2(t)} + \frac{y^2}{\sigma_y^2(t)} \right) \right] \times \\ \times \left(1 + \exp \left(-\frac{2H^2}{\sigma_z^2(t)} \right) \right). \quad (3.44)$$

Параметр стійкості атмосфери s для різних категорій можна прийняти: $s=8,7 \cdot 10^{-4}$ – для категорії Д; $s=1,75 \cdot 10^{-3}$ – для категорії Ф. Для того, щоб врахувати обмеження на піднімання хмари, зберігаючи характер її руху, ми пропонуємо використовувати умову нормування:

$$H(Rnorm) = h + \Delta h^{max}, \quad (3.45)$$

де $Rnorm$ – достатньо велика відстань від місця викиду, для якого проводиться нормування ($Rnorm=5$ тис. м), звідки отримуємо нормувальний коефіцієнт:

$$Norm = \frac{h + \Delta h^{\max}}{H(Rnorm)}. \quad (3.46)$$

Формула для висоти хмари набуває вигляду:

$$H(x) = Norm(h + \Delta H(x)). \quad (3.47)$$

Функцією виснаження називають безрозмірне відношення:

$$F(x) = \frac{Q(x)}{Q_0}, \quad (3.48)$$

де Q_0 – інтегральний вміст домішки у хмарі в момент викиду;

$Q(x)$ – інтегральний вміст домішки в тій же хмарі на відстані x від джерела.

Функція виснаження хмари викиду у результаті радіоактивного розпаду задається формулою:

$$F(x) = \exp\left(-\frac{\lambda x}{V}\right), \quad (3.49)$$

де λ – постійна радіоактивного розпаду;

V – швидкість вітру.

Зауважимо, що $x/V=t$ – час руху домішки до заданої точки. Функція виснаження внаслідок сухого осідання:

$$F(x) = \exp\left[-\sqrt{\frac{2}{\pi}} \frac{V_g}{V} \int_0^x \frac{1}{\sigma_z(x)} \cdot \exp\left(-\frac{H^2}{2\sigma_z^2(x)}\right) dx\right], \quad (3.50)$$

де H – ефективна висота викиду;

$\sigma_z(x)$ – вертикальна дисперсія розподілу домішки у хмарі викиду;

V_g – швидкість сухого осідання.

На великих відстанях, де висота прошарку перемішування (а також і σ_z) досягає свого максимального значення, справедлива формула:

$$F(x) = \exp \left[-\sqrt{\frac{2}{\pi}} \frac{V_g}{V} \int_0^x \frac{1}{\sigma_z(x)} \exp \left(-\frac{H^2}{2\sigma_z^2(x)} \right) dx \right] \exp \left[-\frac{V_g(x-x_m)}{H_z^{\max} V} \right], \quad (3.51)$$

де H_z^{\max} – максимальна висота прошарку перемішування;

x_m – відстань, на якій H_z і $\sigma_z(x)$ досягають максимального значення.

Функція виснаження хмари у результаті мокрого осідання, що обумовлено захопленням аерозолів краплями опадів або сніжинками, дається формулою:

$$F(x) = \exp \left(\frac{-\Delta x}{V} \right), \quad (3.52)$$

де V – постійна вимивання опадами.

Повна функція виснаження утворюється перемноженням диференціальних функцій виснаження за рахунок трьох процесів. Її вигляд показаний на рис. 3.4. Приземна об'ємна активність у повітрі змінюється з часом, відображаючи рух хмари. На деякій віддалі від джерела вона досягає максимуму, а потім знижується (рис. 3.5, 3.6).

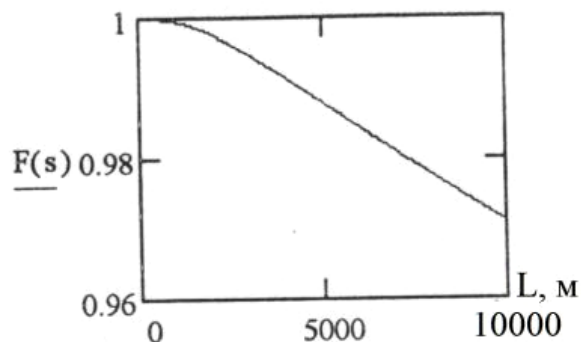


Рис. 3.4. Повна функція виснаження для висотної частини хмари викиду

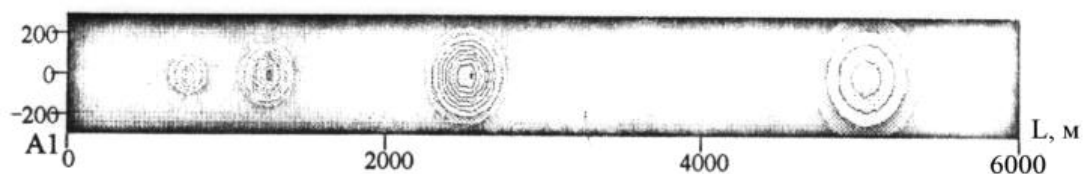


Рис. 3.5. Приземна концентрація, розрахована для моментів часу:
 $t_1=120$ с, $t_2=180$ с, $t_3=300$ с, $t_4=600$ с, $t_5=1200$ с

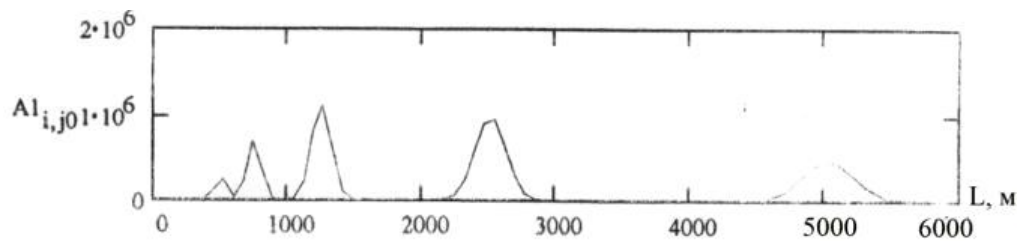


Рис. 3.6. Приземна концентрація уздовж осьової лінії сліду для моментів часу:
 $t_1=120$ с, $t_2=180$ с, $t_3=300$ с, $t_4=600$ с, $t_5=1200$ с

Інтенсивність осідання домішки на поверхню C'_s [Бк/с·м²] внаслідок сухого осідання дорівнює:

$$C'_s(x, y, t) = V_g C(x, y, t), \quad (3.53)$$

де C – приземна об'ємна активність в точці x, y ;

V_g – швидкість сухого осідання.

Виконуючи практичні розрахунки розсіювання викидів, можна приймати $V_g=2$ см/с для газоподібного йоду і 0,8 см/с для інших нуклідів. Для інертних радіоактивних газів $V_g=0$. Густина потоку домішки на поверхню землі за рахунок вимивання опадами задається формулою:

$$C'_s(x, y, t) = \Lambda \int_0^{H_z} C(x, y, z, t) dz. \quad (3.54)$$

де H_z – висота нижньої межі хмари – джерела опадів (за практичних розрахунків звичайно приймають $H_z=\infty$).

З урахуванням фактора розбавлення G_0 [с/м³] для обох механізмів справедлива формула:

$$C'_s(x, y, t) = Q(V_g G_0 + \Lambda G_0^z), \quad (3.55)$$

де Q – інтенсивність викиду;

G^z – інтеграл від фактора розведення G по вертикальній координаті z :

$$G_0^z(x, y, t) = \int_0^{H_z} G_0(x, y, z, t) dz. \quad (3.56)$$

Виконавши аналітичне інтегрування, отримаємо:

$$G_0^z(x, y, t) = \frac{F(x)}{2\pi\sigma_x(t)\sigma_y(t)} \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{(x-Vt)^2}{\sigma_x^2(t)} + \frac{y^2}{\sigma_y^2(t)}\right)\right]. \quad (3.57)$$

Густина поверхневого забруднення одержимо інтегруванням за часом загальної інтенсивності осідання домішки на поверхню землі (рис. 3.7, 3.8):

$$S(x, y) = \int_0^{\infty} C_s'(x, y, t) dt. \quad (3.58)$$

Обчислення $S(x, y)$ можна організувати більш раціонально, якщо визначити верхню і нижню межі інтегрування по t , враховуючи, що хмара впливає на точку (x, y) тільки у період, коли вона проходить поблизу від цієї точки:

$$S(x, y) = \int_{g1(x)}^{g2(x)} C_s'(x, y, t) dt, \quad (3.59)$$

$$g1(x) = \frac{1}{V}(x - 3\sigma_x(x)), \quad (3.60)$$

$$g2(x) = \frac{1}{V}(x + 3\sigma_x(x + 3\sigma_x(x))). \quad (3.61)$$

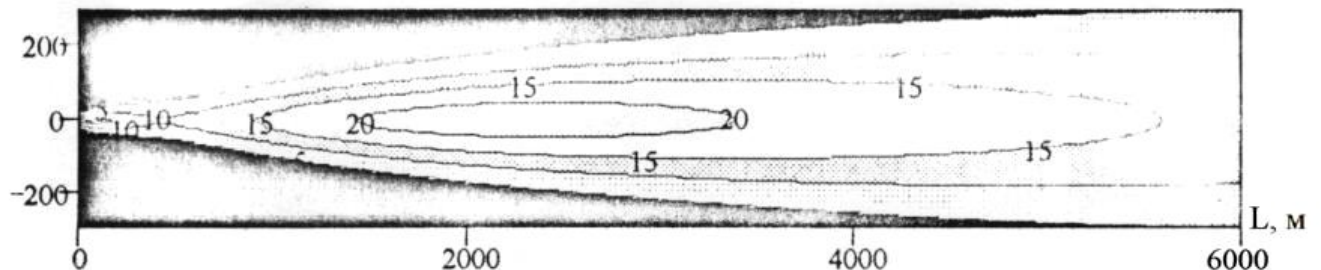


Рис. 3.7. Лінії рівнів щільності поверхневого забруднення (Бк/м²)

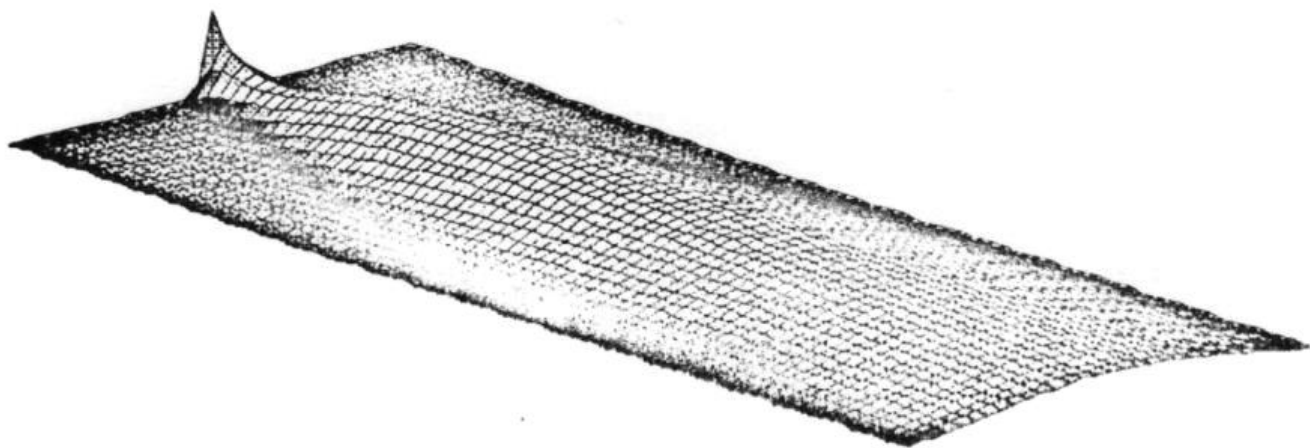


Рис. 3.8. Густина поверхневого забруднення ($\text{Бк}/\text{м}^2$) зображена у вигляді поверхні

3.3. Моделювання небезпечних процесів у сховищі відпрацьованого ядерного палива

3.3.1. Моделювання тепломасообміну в сховищі

В стаціонарному режимі експлуатації СВЯП процеси тепломасообміну збалансовані таким чином, що температури всіх елементів СВЯП практично постійні, тобто схильні тільки до сезонних коливань. В аварійній ситуації (припинення циркуляції охолоджуючої води, а також припинення примусової повітряної вентиляції надводного простору) цей баланс порушується в бік перевищення тепловиділення над тепловідводом, і це положення зберігається до тих пір, поки знов не встановиться рівновага, але вже на більш високому температурному рівні. Підвищення температури води в пеналах і БВ супроводжується збільшенням темпу випаровування води, що веде до зниження рівня води в пеналах та басейні і повного або часткового осушення ВТВЗ.

Дані обставини роблять актуальною розробку сценаріїв виникнення і розвитку гіпотетичних аварій, що можуть статися в результаті тривалого знеструмлення СВЯП і припинення циркуляції води через басейн зберігання відпрацьованого ядерного палива. Найбільш повна інформація в цій області може бути отримана за допомогою методів математичного моделювання.

Розрахункова модель СВЯП являє собою приведене до однієї ВТВЗ «мікросховище» ВЯП, що містить всі елементи натурального СВЯП, які беруть

участь в тепломасообмінних процесах: тепловиділяючі елементи, пенали, вода пеналів і басейн, торцеве і бічне огороження басейну та ін. (рис. 3.9).

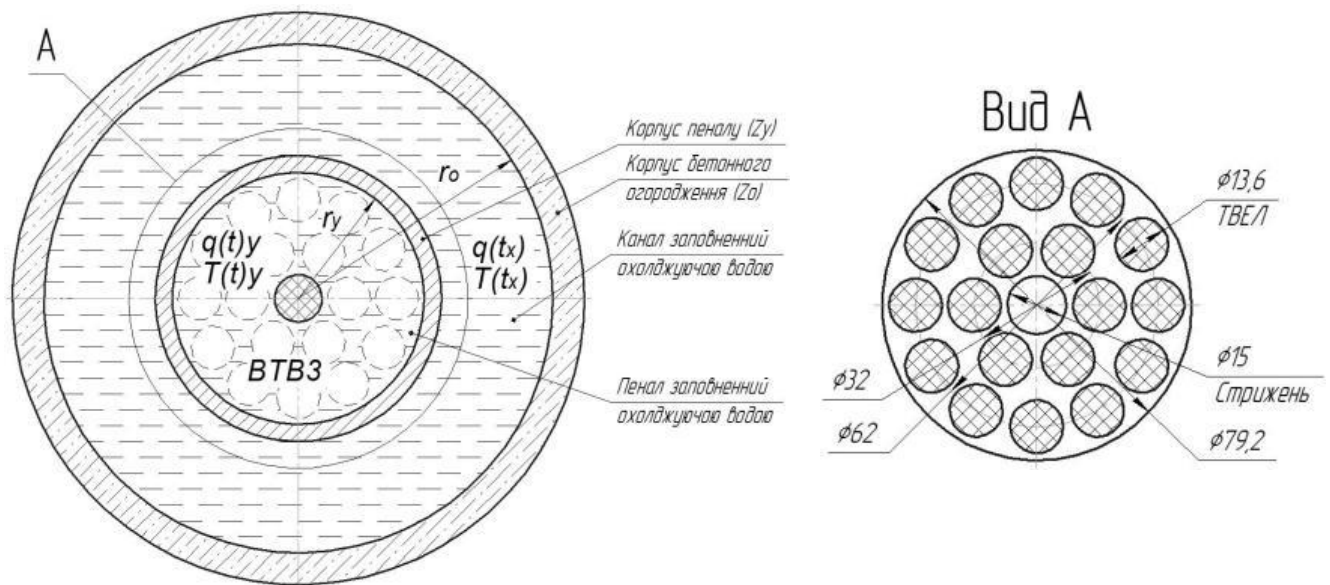


Рис. 3.9. Конфігурація розташування елементів і теплових зв'язків між ними в модельній «комірці» СВЯП

В моделі всі вертикальні розміри, розміри пеналу і його вмісту збережені натурними, а міжпенальний простір змодельовано більш простим для розгляду, але подібним відносно до конвективної тепловіддачі кільцевим каналом. Причому, радіальні розміри моделі вибрані таким чином, щоб в розрахунку на одну ВТВЗ в моделі і в натуральному СВЯП були рівні площі поперечного перерізу міжпенального простору, поперечного перерізу бокових бетонних огорож та поверхні випаровування всередині пеналу.

Таким чином, в розрахунку на одну ВТВЗ в моделі і в натуральному сховищі дотримано рівність обсягів, мас і теплоємність розглянутих елементів СВЯП. Умови теплопередачі через зовнішні огороження басейну визначені з використанням критерію крайової подібності, що являє собою відношення внутрішнього і зовнішнього термічних опорів. У деякий момент часу t в СВЯП відбувається теплообмін між його елементами та навколишнім середовищем [20].

На основі теплового балансу між кінцевими елементами і середовищем складаємо систему диференціальних рівнянь збереження для модельної «комірочки» СВЯП, яка має вигляд:

$$\int_{V_j} q(\mathbf{r}, t) dV_j^{\mathbf{r}} = \int_{V_j} c(\mathbf{r}) \frac{\partial \theta(\mathbf{r}, t)}{\partial t} dV_j^{\mathbf{r}} - \int_{V_j} \text{div} \mathbf{q}(\mathbf{r}, t)_j dV_j^{\mathbf{r}}, \quad (3.62)$$

де $j=1, 2, \dots, K$;

$q(\mathbf{r}, t)$ – потужність внутрішніх джерел тепла j -го тіла в $T(\mathbf{r})$ момент часу t ;

$c(\mathbf{r})$ – ізохорична теплоємність j -го тіла в $T(\mathbf{r})$ момент часу t ;

V – об'єм j -го тіла.

Застосовуючи формулу Остроградського-Гауса, перетворюємо другі члени системи рівнянь (3.61) за допомогою оператора усереднювання:

$$L[f(x, t)_i] = \frac{1}{A_i} \int_{A_i} f_i(x, t) dA \equiv \mathcal{J}_i(x, t). \quad (3.63)$$

Усереднимо всі члени системи (3.63). В результаті отримаємо систему диференціальних рівнянь з розподільними параметрами вигляду:

$$\mathcal{Q}(t)_j = \mathcal{C}_j \frac{\partial \mathcal{W}(t)_j}{\partial t} - \mathcal{K}_j \left[\frac{d\mathcal{S}(t)_j}{dr_j} \right]_{S_j}, \quad (3.64)$$

де $\mathcal{W}(t)$ – відносна середньо об'ємна температура j -го тіла у момент часу t ;

$\mathcal{S}(t)$ – відносна середньо об'ємна температура j -го тіла у момент часу t ;

\mathcal{K}_j – усереднений коефіцієнт теплопровідності j -го тіла.

Припустимо, що твели зв'язані між собою ідеальними тепловими зв'язками і їх можна розглядати як єдине суцільне тіло. Позначимо y – (пенал з твелами внутрішнього та зовнішнього рядів), а корпус бетонного огороження позначимо o . В якості граничних умов були прийняті умови третього роду. З урахуванням цих припущень і позначень замінимо систему диференціальних рівнянь з розподіленими параметрами системою рівнянь із зосередженими параметрами.

На основі теплового балансу складаємо систему рівнянь:

$$\left\{ \begin{array}{l} q(t)_y = \frac{C_y \cdot dT(t)_y}{dt - \lambda_y \cdot \left[\frac{dT(t)_y}{dr_y} \right]_{sy}} \\ q(t)_o = \frac{C_o \cdot dT(t)_o}{dt - \lambda_o \cdot \left[\frac{dT(t)_o}{dr_o} \right]_{so}} \end{array} \right. \quad (3.65)$$

За граничні умови задамо: в центрі сердечника потік дорівнює нулю, на межах шарів умови зшивання, на зовнішній межі в модельній «комірці» СВЯП умови третього роду. Тоді з урахуванням цього, система (3.64) матиме вигляд:

$$\left\{ \begin{array}{l} \frac{d^2 T(t)_y}{dt^2} + A_1 \cdot \left(\frac{dT(t)_y}{dt} \right) + A_2 \cdot T(t)_y = A_3 \cdot q(t)_y + A_4 \cdot T(t), \\ T(t)_o = A_5 \cdot \frac{T(t)_y}{dt} + A_6 \cdot T(t)_y - A_7 \cdot q(t); \end{array} \right. \quad (3.66)$$

де $q(t)$ – питомий тепловий потік в перетині модельної «комірки» СВЯП;

C – теплоємність в перетині модельної «комірки» СВЯП;

λ – теплопровідність в перетині модельної «комірки» СВЯП;

T_0^{np} – максимально припустима температура оболонки;

A – постійні коефіцієнти;

C – константи інтеграції;

O – оболонка (корпус бетонного огороження).

Рішення рівняння (3.65) знайдемо за допомогою квадратур з рішення однорідного рівняння при наступних значеннях z_y і z_0 :

$$z_y > z_0 \quad T(t)_o = C_1 \cdot \exp(-N_{1,2} \cdot t) + C_2 \cdot \exp(-N_{1,2} \cdot t); \quad (3.67)$$

$$z_y = z_0 \quad T(t)_o = (C_3 + C_4 \cdot t) \cdot \exp(-N_{1,2} \cdot t); \quad (3.68)$$

$$z_y < z_0 \quad T(t)_o = \exp\left(-\frac{A_1}{2t}\right) \cdot (C_5 \cdot \cos \beta t + C_6 \cdot \sin \beta t), \quad (3.69)$$

де $N_{1,2}$ – коріння характеристичного рівняння визначається як:

$$N_{1,2} = \frac{A_1}{2} \pm \left[\left(\frac{A_1}{2} \right)^2 - A_2 \right]^{\frac{1}{2}}. \quad (3.70)$$

З рівнянь (3.66) і (3.68) витікає, що залежно від правильності вибору співвідношення між z_y і z_0 , тобто правильності конструювання СВЯП, можливі різні теплові перехідні процеси в модельній «комірці» СВЯП.

Основним параметром, що визначає працездатність СВЯП під час аварії, буде максимально припустима температура оболонки T_0^{np} , причому теплотехнічна надійність СВЯП забезпечується у разі виконанні умови:

$$f(t) = [T_0^{np} - T(t)_0^{\max}] > 0. \quad (3.71)$$

Оскільки температура $T(t)_0$ є випадковою величиною, розкид якої близько T_0^{np} характеризується дисперсією $\sigma^2 T(t)_i$, а закон зміни залежності $f(t)$ є нормальним унаслідок нормальності величини T_0^{np} , то вірогідність події $f(t) > 0$ знайдемо з виразу:

$$f(t) = 0,5 + \Phi \left[\frac{T_0^{np} - T(t)_0}{\sigma^2 T(t)_i} \right] > 0, \quad (3.72)$$

де Φ – функція Лапласа:

$$\Phi(U) = \frac{1}{\sqrt{2 \cdot \pi}} \cdot \int_0^U \exp\left(-\frac{t^2}{2}\right) dt. \quad (3.73)$$

В результаті моделювання аварійного процесу в модельній «комірці» СВЯП були одержані результати, що наведено нижче.

На рис. 3.10 і 3.11 представлено розраховані зміни температури теплоносія в процесі ступінчастої та імпульсної зміни теплового потоку в модельній «комірці» СВЯП при різних значеннях z_y і z_0 .

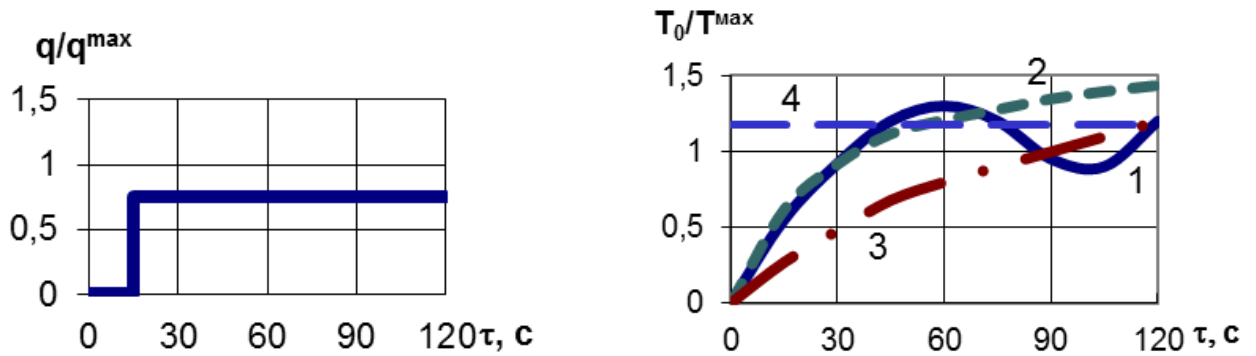


Рис. 3.10. Теплотехнічна надійність СВЯП при ступінчастому впливі:
 1– $Z_y < Z_0$; 2– $Z_y > Z_0$; 3– $Z_y = Z_0$; 4– T_0/T_{np}

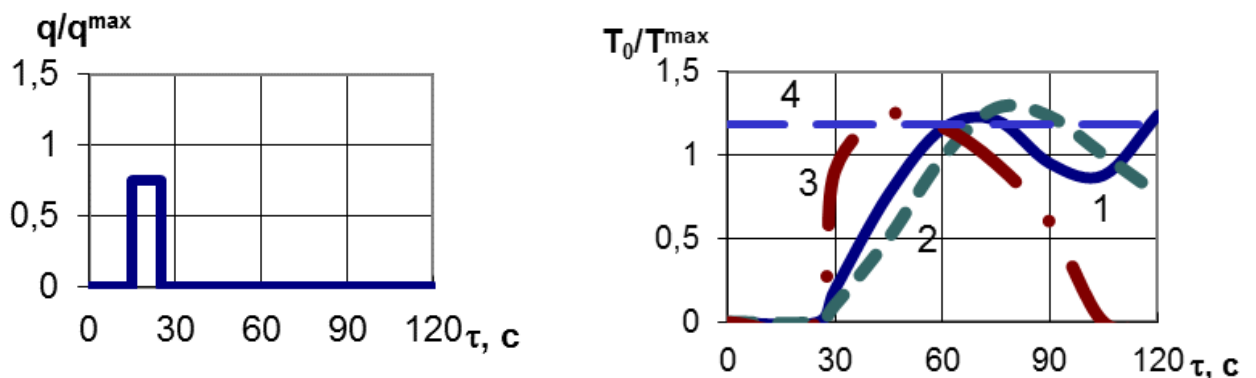


Рис. 3.11. Теплотехнічна надійність СВЯП при імпульсному впливі:
 1– $Z_y < Z_0$; 2– $Z_y > Z_0$; 3– $Z_y = Z_0$; 4– T_0/T_{np}

З рис. 3.10, 3.11 видно, що в перехідних режимах температура теплоносія може перевищувати, за певних умов, максимально граничну температуру T_0^{np} .

3.3.2. Моделювання важкої аварії в басейні витримки відпрацьованого ядерного палива

Специфікою прогнозу важких аварій є принципова неможливість як проведення натурних великомасштабних експериментів, так і прямого перенесення результатів лабораторних експериментів на реальні умови розвитку аварії. У цій ситуації зростає роль обчислювального експерименту і підвищуються вимоги до якості чисельного моделювання фізичних явищ. Особливість досліджуваних процесів полягає в істотному розходженні характерних просторово-часових масштабів теплофізичних процесів, газодинамічних плинів і хімічних реакцій, а також в значному впливі геометричних факторів на характеристики газодинамічних збурень. Це викликає

значні труднощі під час математичного моделювання. По-перше завдання, що розглядаються істотно багатовимірні. По-друге, через різницю в масштабах провідних процесів системи рівнянь є жорсткими. По-третє, дуже значна кількість теплофізичних процесів і фізико-хімічних чинників, що впливають на розвиток аварійної ситуації. Враховуючи перераховані особливості проблеми, для чисельного аналізу нестационарних рівнянь переносу теплоти, а також фазові переходи був розроблений комплекс програм, що дозволяють проводити розрахунки із застосуванням широкого набору чисельних алгоритмів. Це дало можливість підвищити надійність результатів розрахунків і вибирати для вирішення конкретного завдання найбільш адекватний алгоритм.

В ході аналізу даної аварії розглядався сценарій важкої аварії після землетрусу з тривалим знеструмленням і утворенням течії через металеве облицювання днища БВ. Вихідною подією розглянутої аварії є утворення течії через металеве облицювання днища БВ зі швидкістю більше ніж $120 \text{ м}^3/\text{год}$. Розрахункова модель БВ являла собою елементарну вісесиметричну комірку СВЯП, що містить всі елементи, що беруть участь в теплообміні: тепловиділяючі елементи, пенали, воду пеналів і басейну, торцеве і бічне огороження басейну та ін. У моделі всі вертикальні розміри, розміри пенала і його вмісту збережені натурними, а міжпенальний простір змодельований простішим для розгляду, але подібним відносно конвективної теплопередачі кільцевим каналом. На момент початку аварії рівень води в БВ відповідав рівню води під час перевантаження і зберігання палива (11,3 м від підлоги БВ), температура води приймалася $40 \text{ }^\circ\text{C}$.

На початковому етапі сценарію розвитку аварії (через кілька годин після припинення циркуляції теплоносія) тепловий стан БВ мав такі особливості: внаслідок перемішування за рахунок дії вільної конвекції за досить малої щільності теплового потоку на поверхні ВЯП вода мала практично однакову температуру у всьому обсязі, темп розігріву води становив $0,45^\circ$, щільність теплового потоку 5 Вт/м^2 між настилем і ВЯП. У розрахунках фізичні властивості пароповітряної суміші залежали від температури і відносної вологості, фізичні властивості води і твердих середовищ були прийняті постійними. Сумарна

потужність ВЯП, розміщених в БВ, склала 10,5 МВт.

Аналіз запроектних аварій зі зневодненням відсіків «мокрого» сховища виконаний на основі тривимірних моделей відсіку сховища з використанням сучасних програмних комплексів для виконання теплогідрравлічних розрахунків (ANSYS, СОКРАТ, VIBROS2.1, CILINDR-KOMPLE та ін.). Широкий набір теплогідрравлічних і фізико-хімічних моделей комплексу СОКРАТ дозволяє моделювати поведінку БВ під час важкої аварії з тривалим знеструмленням, що призводить до порушення охолодження БВ [21]. Всі моделі ключових процесів верифіковані з використанням великої експериментальної бази, включаючи експерименти на інтегральних установках і експерименти за окремими явищами.

Представлена математична модель призначена для визначення локальних значень температур елементів СВЯП-1 в різні моменти часу в аварійній ситуації, пов'язаній з припиненням циркуляції води через басейн. Модель включає в себе рішення нестационарних рівнянь переносу теплоти і враховує механізми теплопровідності, конвекції, теплового випромінювання, масообміну між водою і повітряним середовищем в надводному просторі, а також фазові переходи – випаровування води і конденсацію водяної пари. В розрахунках, виконаних в рамках даної роботи, досліджувалася динаміка розігріву і википання води з БВ, динаміка розігріву і плавлення тепловиділяючих збірок (далі – ТВЗ) в БВ і генерація водню за рахунок окислення цирконію ТВЗ і металевих конструкцій БВ. Час виходу аварійного відсіку СВЯП-1 на квазістационарний тепловий режим і температура води в такому режимі залежить від сумарної потужності залишкових тепловиділень ВЯП. На рис. 3.12 представлені результати розрахунку зміни рівня води в відсіку БВ.

Темп зростання середньооб'ємної температури води в басейні на початковому етапі розвитку аварії склав $0,6^{\circ}\text{C}/\text{год}$. Найбільш швидко тяжкоаварійна стадія аварії характеризується такими результатами: час зниження рівня води до верхньої частини ТВЗ становить 51800 с (~14,4 год), а повне осушення БВ відбувається приблизно через 64800 с (~18 год) після початку аварії. На рис. 3.13 наведена зміна температури оболонки твелів. З рис. 3.13 видно, що

температура твела досягає значення 1473 К через 66500 с (~18,5 год), а температура палива значення 2813 К через 77400 с (21,5 год).

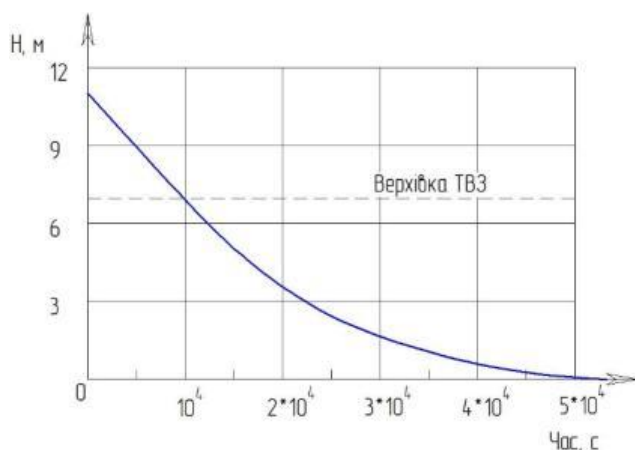


Рис. 3.12. Зміна рівня теплоносія у відсіку БВ

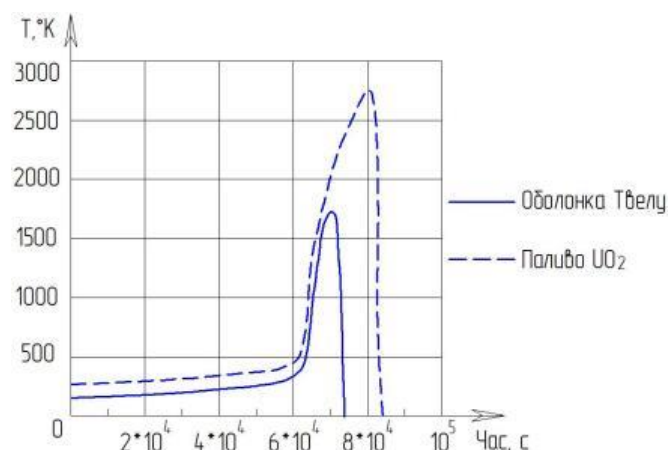


Рис. 3.13. Зміна температури оболонки твелів і палива

За підвищеної температури оболонок твелів вище 1100 К починається їх окислення водяною парою з інтенсивним утворенням водню і виділенням тепла.

Розглянемо детальніше кінетику пароцирконієвої реакції. Різке підвищення температури конструкційних матеріалів під час порушення умов охолодження призвело до їх активної взаємодії з водяною парою, що супроводжується утворенням водню і виділенням тепла. Екзотермічна пароцирконієва реакція під час взаємодії водяної пари з металевим цирконієм описується так [22]:



де $Q=6280,5$ кДж/кг.

За температур нижчих, ніж 1140 К, цирконій має щільну гексагональну структуру (α -фаза), що за більш високих температур переходить у β -фазу з об'ємно-центрованою кубічною структурою [23] (табл. Г.2 додатку Г).

В разі наявності кисню α -фаза цирконію існує за більш високих температурах. Тому під шаром діоксиду цирконію в окисненому металі за високих температур перебуває α -підшар, стабілізований киснем, а під ним — шар β -цирконію. Товщина α -підшару залежить від температури. Кінетика пароцирконієвої реакції описується рівнянням Бейкера–Джаста [23]:

$$\frac{dN}{dt} = 1,1 \cdot 10^{-5} [S(t)k_{Zr}]^{0,5} t^{-0,5}, \text{ моль Н}_2/\text{с}, \quad (3.75)$$

де N – число молів водню;

$S(t)$ – площа цирконію, що контактує з водяною парою (для реактора РВПК-1000 дорівнює $1,2 \cdot 10^8 \text{ см}^2$);

t – час, с;

k_{Zr} – константа швидкості, яка визначається за формулою [24]:

$$k_{Zr} = 3,33 \cdot 10^7 \exp\left[-45500/(RT_k)\right]; \quad (3.76)$$

де R – універсальна газова стала;

T_k – температура твелів.

Пароцирконієва реакція істотно прискорюється за температури 1700 К і супроводжується, в основному, такими ефектами: інтенсивним виділенням тепла за високих температур, виділенням водню, зміненням фізичних властивостей матеріалу оболонок твелів, зокрема зниженням механічної міцності через окрихчування, підвищенням температури плавлення від 2170 К (Zr) до 2900 К (ZrO₂). На рис. 3.14 наведено розрахункові дані про масу (M) згенерованого водню. З рис. 3.14 видно, що генерація водню починається через 46700 с або 13 год. Значна частина водню виділяється в інтервалі часу $(50-200) \cdot 10^3$ с або 13,8–55,5 год. Таким чином, середня швидкість генерації водню склала приблизно 19 г/с. Достатніми умовами дефлаграції та детонації водньоутримуючої пароповітряної суміші є критичне сполучення концентрацій палива-окиснювача-флегматизаторів за певного термодинамічного стану суміші. Під час аналізу вибухонебезпечності традиційно як критерій виникнення умов дефлаграції та детонації водню використовується трикомпонентна діаграма Шапіро-Моффетте: паливо – водень; окиснювач – повітря; флегматизатор – пара. Приклад використання критеріїв Шапіро-Моффетте під час аналізу вибухонебезпечності водньоутримуючої пароповітряної суміші у процесі розвитку ранньої стадії аварії на 4-му блоці ЧАЕС наведено на рис. 3.15.

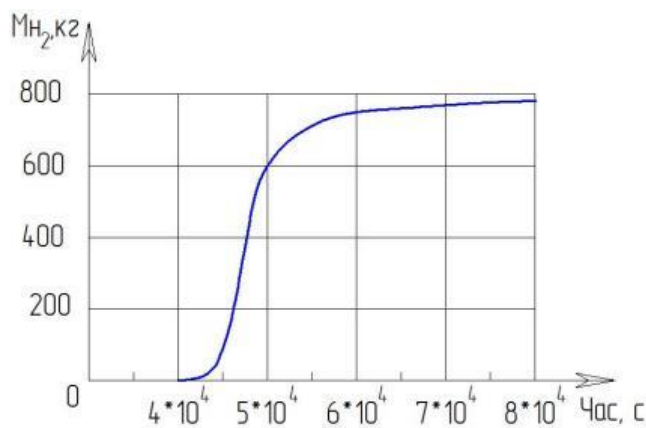


Рис. 3.14. Маса згенерованого водню

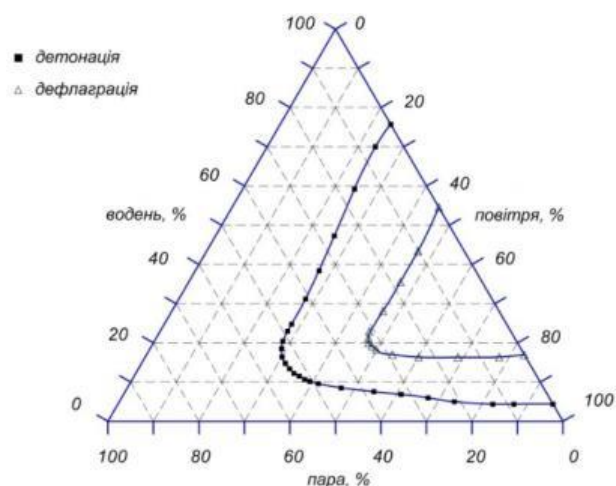


Рис. 3.15. Діаграма Шапіро-Моффетте

Виникнення і розвиток дефлагаційно-детонаційних процесів, що мають термохімічну природу буде залежати в основному від концентрації та теплофізичних властивостей компонентів середовища, початкового термодинамічного стану та зовнішніх умов, що визначають розвиток механізмів горіння і детонації. Розрахунковим шляхом було встановлено, що під час згорання водню виділиться енергія, яка дорівнює в середньому близько 260 кДж/моль реагенту, а під час вибуху $\sim 10^5$ моль водню, що утворився, виділиться енергія понад $3 \cdot 10^7$ кДж. Причому ця енергія буде розсіяна у вигляді імпульсу тривалістю в долі секунди. Процеси дефлагації та детонації будуть відрізнятися за максимальним значенням і тривалістю імпульсу збурювання тиску, напрямку фронту збурювання тиску і відбитої хвилі збурювання, а також за іншими визначальними параметрами.

Подальший розвиток важкої аварії може викликати руйнування БВ, з проплавленням днища. Попадання водню в повітряну атмосферу приведе до утворення вибухонебезпечної суміші, що створить умови для загорання, вибуху, руйнування СВЯП-1 і виходу радіоактивності за її межі. Для вибухобезпеки водньоутримуючої пароповітряної суміші найбільш значимими механізмами горіння є FA-механізм (Flame Acceleration) і DDT-механізм (Deflagration-to-detonation transition), що мають різні умови виникнення і наслідки [25]. Характерна форма тиску протягом детонаційної, шокової і дефлагаційної хвилі наведені на рис. 3.16.

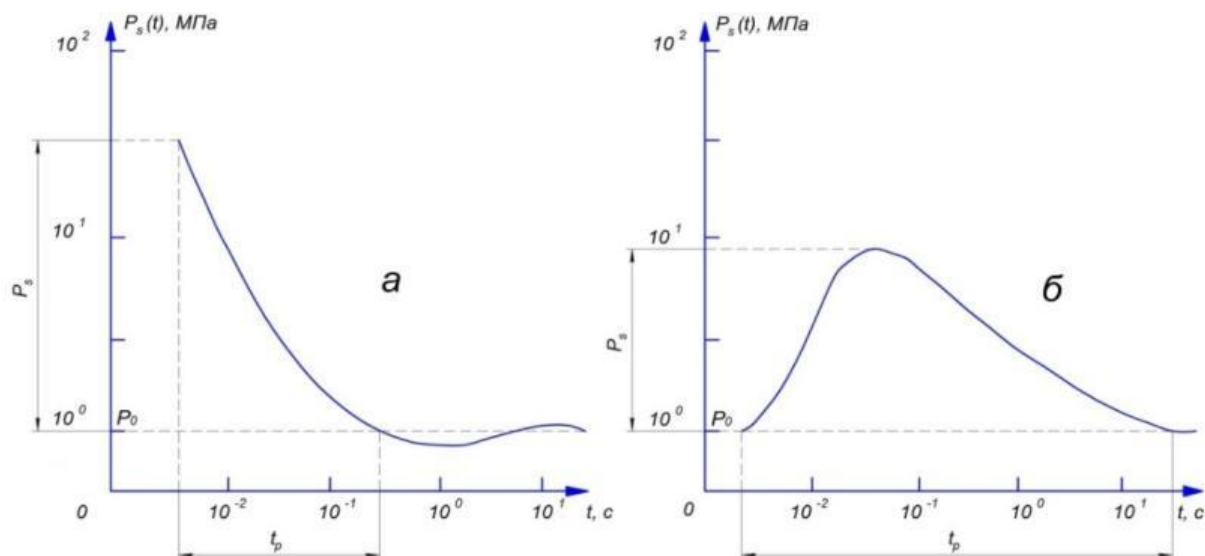


Рис. 3.16. Характерна форма тиску протягом детонаційної шокової хвилі (а) і дефлаграційної хвилі (б), де P_0 – початковий тиск; P_s – пік тиску; t_p – тривалість позитивної фази

Пікові значення тиску P_{\max} і температур T_{\max} у процесах детонації-горіння водньоутримуючої пароповітряної суміші звичайно визначаються за напівемпіричними залежностями виду:

$$T_{\max} = f_1(C_k, T_0, Q_k); \quad P_{\max} = f_2(P_0, T_0, T_{\max}), \quad (3.77)$$

де C_k , Q_k – концентрація і питомі внутрішні теплоенергетичні характеристики компонентів водньоутримуючої пароповітряної суміші;

P_0 , T_0 – початкові значення тиску і температури середовища.

Характерний час зниження вибухонебезпечних локальних концентрацій t_{VH} можна оцінити співвідношенням:

$$t_{VH} \approx V_{A3} / C_{VH}, \quad (3.78)$$

де V_{A3} – «вільний» обсяг активної зони реактора;

C_{VH} – середня за обсягом швидкість поширення водню, що залежить від нерівномірності розподілу концентрації водню, а також властивостей і стану парогазового середовища гермооб'єму.

Характерний час досягнення локальної критичної концентрації водню K_{KP} :

$$T_{LH} \approx \frac{K_{KP}}{C_{LH}}, \quad (3.79)$$

де C_{LH} – середня швидкість локального утворення, що залежить від джерел і механізмів утворення водню.

Отже, необхідна умова вибухонебезпечності (дефлаграції-детонації) водню в гермооб'ємі буде визначатися залежністю виду:

$$\frac{V_{AZ}}{C_{VH}} \geq \frac{K_{KP}}{C_{LH}}. \quad (3.80)$$

Тобто визначальним фактором необхідних умов вибухонебезпечної водньоутримуючої пароповітряної суміші в гермооб'ємі буде співвідношення швидкості локальної генерації газоподібного водню і швидкості поширення водню в парогазовому середовищі гермооб'єму.

Таким чином, реалізація умов вибухобезпеки водньоутримуючої пароповітряної суміші істотно залежить від сценаріїв розгерметизації контуру охолодження БВ і умов потрапляння джерел водню в приміщення СВЯП-1. Отримані дані можна застосовувати в подальших дослідженнях для моделювання утворення вибухонебезпечних сумішей в об'ємах приміщень, кількості повітря, пари і води в процесі аналізу вибухонебезпечності воднеутримуючої пароповітряної суміші. Практичні розрахунки дають змогу в подальшому оцінити енергію руйнування й спрогнозувати силовий вплив на будівельні конструкції.

3.4. Моделювання викиду радіоактивних продуктів згорання із зони лісової пожежі

Процеси виникнення та розвитку лісової пожежі умовно можна поділити на три фази: займання та наростання пожежі, стаціонарне горіння розвинутої пожежі та згасання [26]. Характер і фази розвитку лісової пожежі можна описати за допомогою залежності середньої температури продуктів горіння від часу. Простір, де лісова пожежа виникла та розвивається, буде характеризуватися наявністю зон горіння, теплової дії та задимлення. Лісова пожежа починається із

займання, тобто виникнення досить потужного джерела запалювання та, за наявності ЛГМ, локального гомогенного кінетичного полум'яного горіння.

Для того, щоб розпочалося горіння, повинно утворитися досить потужне джерело запалювання (наприклад, електростатичний або електричний розряд внаслідок блискавки, відкритий вогонь, іскри, розжарення поверхні, підпал і т.п.). Займання може виникнути за умов наявності запасів сухих ЛГМ та достатності температури і потужності джерела запалювання для початку термічного піролізу сухих горючих речовин з виділенням горючих газів та парів, з утворенням «горючого середовища» (тобто суміш газів або парів з киснем атмосферного повітря) [27]. На початок фази стаціонарного горіння необхідно щоб сформувались зона лісової пожежі, форми, горизонтальні лінійні розміри та просторове розташування «запасів» горючих речовин, багатофакельне полум'я у зоні горіння та висхідна гілка димових газів, зона міграції димових газів у повітрі та шлейф можливого радіаційного опромінення населення [28].

Фаза згасання лісової пожежі настає в результаті майже повного вигорання запасів ЛГР або в наслідок різкого погіршення погодних умов, наприклад, дощу, зміни напрямку та швидкості вітру тощо. Зоною горіння лісу є частина простору, де зосередженні доступні для горіння наявні горючі тверді речовини та відбувається нагрівання, пароутворення, термічний розклад, виділення газоподібних фракцій тощо.

Зона теплової дії – частина простору, що прилягає до зони горіння, в якій за рахунок теплової дії випромінювання, конвекції, теплопередачі відбуваються незворотні зміни початкового стану лісу. У даній зоні проходить підготовка горючих речовин до факельного горіння та утворюються необхідні умови для подальшого поширенню вогню. Зона задимлення являє собою частину простору, що прилягає до зони горіння, в якому поширюються в повітрі продукти згорання.

Враховуючи розглянуту модель виникнення та розвитку лісової пожежі її можна представити в такому вигляді (рис. 3.17) [29].

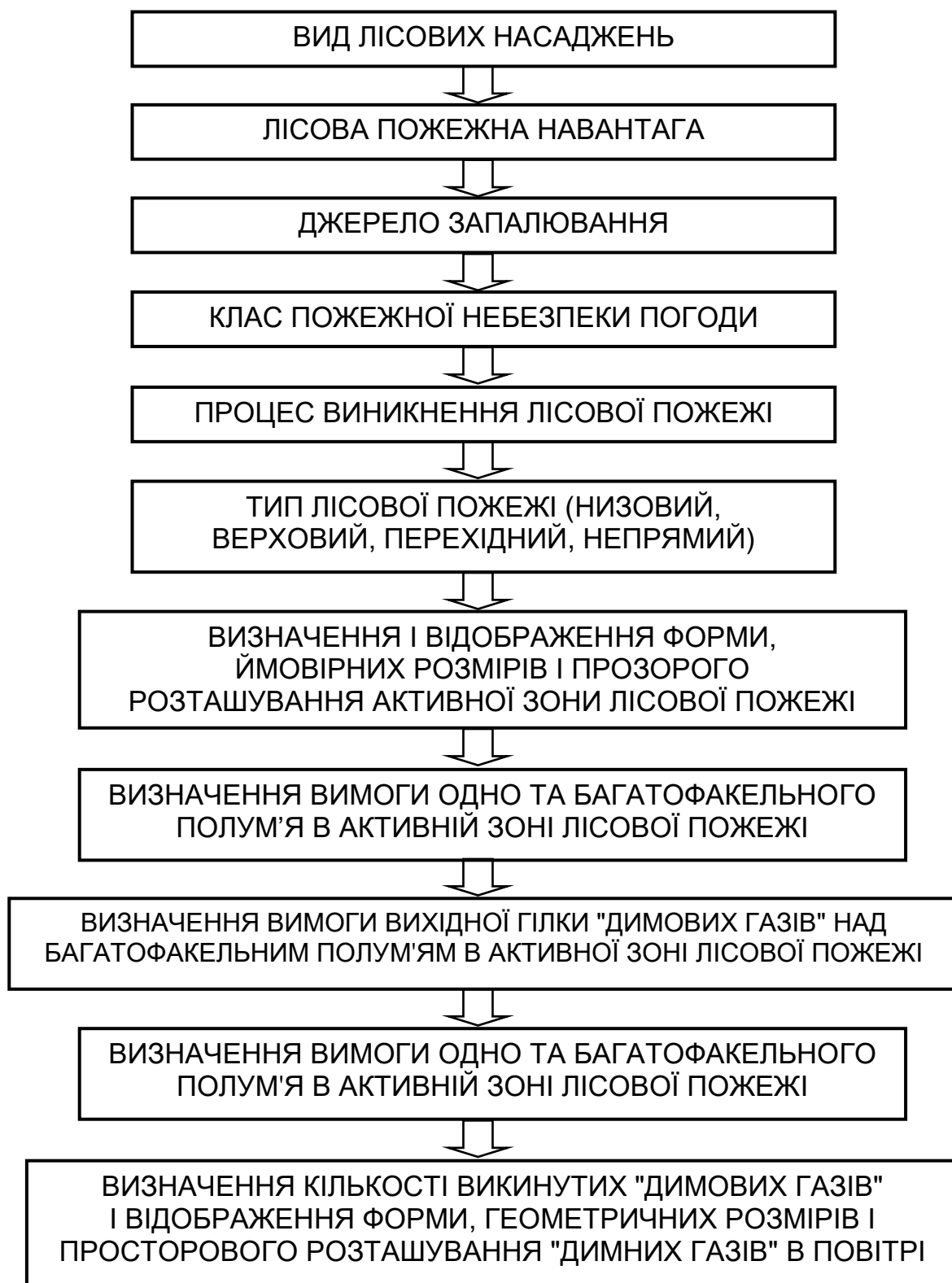


Рис. 3.17. Інформаційна модель виникнення і розвитку лісової пожежі

Фаза займання завершується в момент коли є перехід від полум'яного однофазного гомогенного горіння до дифузійного ламінарного полум'яного

горіння, а також до дифузійно-турбулентного режиму, який характеризується подрібненням одного факела на кілька одночасно існуючих факелів, що безперервно змінюють свою форму та лінійні горизонтальні розміри, поширюються поверхнею запалів ЛГР у зоні пожежі. Лінійна швидкість розповсюдження лісової пожежі залежить від швидкості вітру та визначається за емпіричною формулою:

$$V_l = K_w W_w^{0,7}, \quad (3.81)$$

де K_w – коефіцієнт, який дорівнює 0,55;

W_w – швидкість вітру.

Середня лінійна швидкість поширення фронту лісової пожежі за вітром визначається за формулою:

$$\bar{V}_l = \bar{K}_w K_r W_w^h, \quad (3.82)$$

де \bar{K}_w – коефіцієнт, який дорівнює 3,33;

K_r – коефіцієнт густини розподілу ЛГМ ($0 < K_r \leq 0,9$).

Експериментальні коефіцієнти n і ζ за $W_w=(0,5-20)$ м/с залежать від тривалості лісової пожежі та представлені у табл. Г.3 додатку Г.

Середню швидкість (кг/с) утворення димових газів у фазі розвинутої лісової пожежі можна визначити за формулою:

$$W_s = K_s \bar{V}_w, \quad (3.83)$$

де K_s – коефіцієнт, який дорівнює 0,932;

\bar{V}_w – середня швидкість горіння деревини.

У додатку Г у табл. Г.3 приведено показники займання деяких порід дерев. Теоретичну та експериментальну температури горіння різних порід деревини наведені в табл. Г.4 [30]. У табл. Г.5 наведено швидкість поширення лісових пожеж у залежності від виду насаджень і типу пожежі [31]. У табл. Г.6 наведено фізичні властивості «димових газів» [32].

Тривалість фази розвинутої лісової пожежі:

$$\tau = \frac{K_s m_w}{\bar{V}_w}, \quad (3.84)$$

де m_w – маса деревини.

Швидкість виділення теплоти в основній фазі лісової пожежі (МДж/с):

$$q = \bar{V}_w (K_s Q_f + K Q_w), \quad (3.85)$$

де Q_f – теплота згоряння летких речовин;

Q_w – теплота згоряння деревини;

K – коефіцієнт, рівний 0,068.

При згорянні 1 кг сосни утворюється 4,9 м³ продуктів горіння за температури 290 К. Полум'яне горіння деревини у повітрі можливе за умови вмісту в ньому кисню не менше 15% об. У табл. Г.7 додатка Г приведено показники навколишнього середовища під час горіння хвойних насаджень на площі 10 га [33].

В інформаційній моделі, що пропонується (див. рис. 3.16), ліс розглядається як одношарове двофазне середовище, що складається з повітря і газоподібних продуктів піролізу під час горіння ЛГМ та їх твердих продуктів піролізу (тверда фаза). У разі побудови фізико-математичної моделі двофазної гетерогенної суміші на основі методів механіки суцільного середовища така суміш представляється як двокомпонентний континуум з взаємопроникним рухом фаз та міжфазним обміном масою, імпульсом і енергією. Газова фаза є багатокомпонентним середовищем, що складається з горючих газів (СО, Н₂, СН₂ тощо), негорючих газів (СО₂, N₂ та ін.), дисперсної сажі и окисника (О₂). В цьому разі припускаємо, що частки дисперсної сажі рухаються разом з газовою фазою, і, під час згоряння сажі, процес теплообміну проходить швидко та можна розглядати єдину температуру газової фази. Тверда фаза також являється багатокомпонентним середовищем, що складається з ЛГМ та продуктів їх піролізу – коксу і попелу. Система рівнянь двомірної двофазної моделі лісової пожежі має наступний вигляд [26–29, 31–33]:

1) газова фаза:

$$\begin{aligned}
\frac{\partial p}{\partial t} + \frac{\partial p u}{\partial x} + \frac{p v}{\partial y} &= Q - J_p; \\
\frac{\partial \rho u}{\partial t} + \frac{\partial(\rho u^2 + \phi p)}{\partial x} + \frac{\partial \rho u v}{\partial y} &= 2\rho \omega_z y - \rho c_d s u |V| + \frac{\partial \tau_{xx}}{\partial x} + \frac{\partial \tau_{yx}}{\partial y} + p \frac{\partial \phi}{\partial x} - J_u; \\
\frac{\partial \rho v}{\partial t} + \frac{\partial(\rho v^2 + \phi p)}{\partial y} + \frac{\partial \rho u v}{\partial x} &= -2\rho \omega_z u - \rho c_d s v |V| + \frac{\partial \tau_{xy}}{\partial x} + \frac{\partial \tau_{yy}}{\partial y} + p \frac{\partial \phi}{\partial y} - J_v; \\
\frac{\partial \rho E}{\partial t} + \frac{\partial(\rho u E + \phi p u)}{\partial x} + \frac{\partial(\rho v E + \phi p v)}{\partial y} &= \frac{\partial}{\partial x} \left(k_s \frac{\partial T}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(k_s \frac{\partial T}{\partial y} \right) - J_E + \\
+ p \sum_{j=1}^m (R_{\phi_j} / \rho_j) + \alpha(T_1 - T) - \operatorname{div} W - 4k\sigma_k T^4 + f_{\bar{A}} + f_{\bar{AR}} + Q_T; \\
\frac{\partial \rho C}{\partial t} + \frac{\partial \rho u C}{\partial x} + \frac{\partial \rho v C}{\partial y} &= R_c - J_c + \frac{\partial}{\partial x} \left(\rho D_c \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(\rho D_c \frac{\partial C}{\partial y} \right); \\
\frac{\partial \rho C_{cd}}{\partial t} + \frac{\partial \rho u C_{cd}}{\partial x} + \frac{\partial \rho v C_{cd}}{\partial y} &= R_{cd} - J_{cd}; \quad p = p(\rho, T, C);
\end{aligned} \tag{3.86}$$

2) тверда фаза:

$$\begin{aligned}
\rho_j \frac{\partial \phi_j}{\partial t} &= R_{\phi_j}, \quad j=1, \dots, m; \\
\frac{\partial}{\partial t} \sum_{j=1}^m \rho_j \phi_j c_{pj} T_1 &= -p \sum_{j=1}^m (R_{\phi_j} / \rho_j) - \alpha(T_1 - T) + \kappa_1 \sigma (T^4 - T_1^4) + Q_{T_1}.
\end{aligned} \tag{3.87}$$

Нормувальні та балансні співвідношення:

$$\phi + \sum_{j=1}^m \phi_j = 1, \quad \sum_{i=1}^n C_i + C_{cd} = 1, \quad \sum_{i=1}^n R_i + R_{cd} = Q, \quad \sum_{j=1}^m R_{\phi_j} = -Q, \tag{3.88}$$

де $\rho, p, T, E, V = (u, v)$ – парціальна густина, тиск, температура, повна енергія і швидкість газової фази;

ϕ – об'ємна частка газової фази;

Q – швидкість надходження речовин у газове середовище за рахунок процесів у твердій фазі;

Q_T – виділення тепла в газовій фазі за рахунок горіння газів і дисперсної

сажі;

J_p, J_c, J_u, J_v, J_E – потік речовини, імпульсу та енергії на верхній та нижній границях шару ЛГМ;

$C=(C_1, C_2, \dots, C_3)$ – масові концентрації газових компонентів газової фази;

C_{cd} – масова концентрація дисперсної сажі у газовій фазі;

D_c – коефіцієнт дифузії;

$R_c = (R_1, R_2, \dots, R_n)$ – швидкість зміни C_i в результаті хімічних реакцій;

R_{cd} – швидкість зміни C_{cd} за рахунок хімічних реакцій;

J_{cd} – зменшення концентрації дисперсної сажі на верхній та нижній межах шару ЛГМ;

$2\rho\omega_z v, 2\rho\omega_z u$ – компоненти сили Коріоліса;

ω_z – кутова швидкість обертання Землі;

$\rho c_d s u |V|, \rho c_d s v |V|$ – компоненти об'ємної сили, що пов'язана з обміном імпульсом між фазами (сили між фазного тертя);

c_d – емпіричний коефіцієнт опору рослинності;

s – кутова поверхня ЛГМ;

τ – тензор турбулентних в'язких напруг;

$$\tau_{ik} = \mu_T \left(\frac{\partial V_i}{\partial x_k} + \frac{\partial V_k}{\partial x_i} \right);$$

μ_T – коефіцієнт турбулентної в'язкості;

$$k_s = k + k_T;$$

k – коефіцієнт молекулярної теплопровідності у газі;

k_T – коефіцієнт турбулентної теплопровідності;

$\alpha(T_1 - T)$ – міжфазний теплообмін;

α – коефіцієнт теплообміну;

f_T – теплообмін на верхній та нижній границях шару ЛГМ;

$\phi_j, j = 1, \dots, m$ – об'ємні частки компонентів твердої фази в об'ємі двофазного середовища;

$\rho_j, j = 1, \dots, m$ – дійсні густини компонентів твердої фази, $\rho_j = \text{const}$;

$c_{pj}, j=1, \dots, m$ – теплоємність компонентів твердої фази;

$R_{\phi_j}, j = 1, \dots, m$ – швидкість зміни об'ємної частки ϕ_j ;

T_1 – температура твердої фази;

Q_{T_1} – тепловиділення у твердій фазі.

Оскільки випромінювання грає фундаментальну роль у розвитку та поширенні лісової пожежі, більшість теоретичних і експериментальних досліджень присвячено вивченню закономірностей запалювання, що ініціюється променистим тепловим потоком. Розміри полум'я для лісової пожежі, можливо розрахувати скориставшись наближеною емпіричною формулою:

$$H_f = 0,14D_f \sqrt{q_0}, \quad (3.89)$$

де H_f – висота полум'я;

D_f – діаметр осередку горіння;

q_0 – питома теплота згоряння ЛГМ.

В теперішній час існує два основних методи розрахунку променистого теплового потоку. За першим методом приймається, що випромінювання теплоти виходить від точкового джерела на осі полум'я на висоті $0,5H_f$ над поверхнею лісової підстилки. Тепловий потік на відстані H_f від точкового джерела P_f визначається виразом:

$$q = \frac{0,3 q_0 S_{kr}}{4R_{\phi}^2}, \quad (3.90)$$

де $R_{\phi}^2 = \left(\frac{H_{\phi}}{2} \right)^2 + d^2,$

d – відстань на осі факела до лісових насаджень.

На рис. 3.18 зображено схематичну структуру зони лісової пожежі.

Під час застосування другого методу полум'я апроксимується прямокутником $H_{\phi} \times D_{\phi}$, що тягнеться в гору.

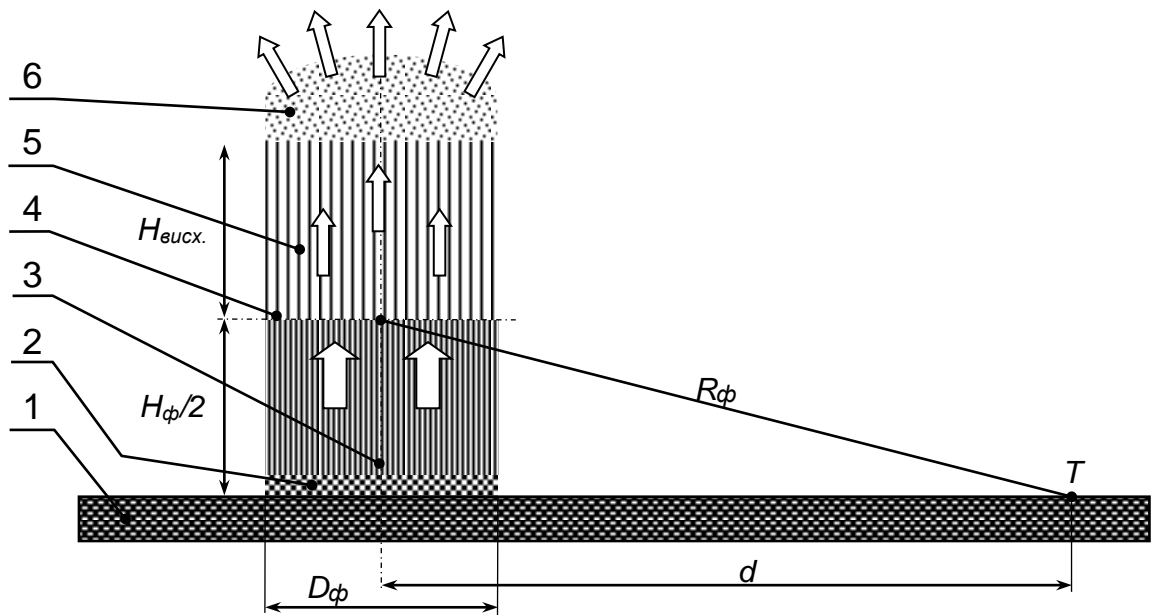


Рис. 3.18 – Схематична структура зони лісової пожежі:
 1 – земляна поверхня; 2 – ЛГР у зоні пожежі (пожежна навантага);
 3 – джерело лісової пожежі; 4 – багатофакельне полум'я пожежі;
 5 – висхідна гілка димових газів; 6 – атмосферне повітря

У додатку Г (табл. Г.8) надано дані про час займання деревини сосни (появи полум'я) за різної інтенсивності теплового потоку від сусіднього полум'я, а у табл. Г.9 – критичні значення інтенсивності опромінення в залежності від часу опромінення для ЛГМ.

Потужність теплового випромінювання даного прямокутника складе [31]:

$$P_{\phi} = \frac{1}{2} \left(\frac{0,3 q_0 S_{\phi}}{H_{\phi} D_{\phi}} \right), \quad (3.91)$$

де S_{ϕ} – площа лісової пожежі.

Променистий потік у деякій точці може бути розрахований за формулою:

$$q_F = \varphi P_{\phi}, \quad (3.92)$$

де φ – коефіцієнт опромінювання. Його значення для поверхонь різної форми та взаємного розташування можна взяти з відповідних таблиць і діаграм, що наводяться у довідниковій літературі [29, 34].

Визначивши значення променистого потоку, що впливає на лісові насадження, можна визначити температуру, яка впливає на лісові масиви, за формулою [32]:

$$q_{\phi} = \delta_0 \psi_0 \varphi \left[\left(\frac{T_{\phi}}{100} \right)^4 - \left(\frac{T_l}{100} \right)^4 \right], \quad (3.93)$$

де δ_0 – приведений коефіцієнт випромінювання системи полум'я-поверхня,
 $C_0 = 5,76 \varepsilon_{np}$;

$\varepsilon_{np} = 1 / (1 / \varepsilon_1 + 1 / \varepsilon_2 + 1)$ – приведена ступінь полум'я-об'єкт;

ε_1 – ступінь чорноти факелу полум'я для системи;

ε_2 – ступінь чорноти поверхні об'єкту;

ψ_0 – коефіцієнт, що характеризує розміри полум'я;

φ – коефіцієнт опромінюваності між випромінюванням і поверхнею, що опромінюється.

Отже:

$$T_l = 100 \sqrt[4]{\left(\frac{T_f}{100} \right)^4 - \frac{q_F}{C_0 \psi_0 \varphi}}. \quad (3.94)$$

У моделі перенесення енергії випромінюванням допускаємо, що випромінювання у фронті лісової пожежі локально рівноважне. Тоді перенесення променистої енергії у цій моделі здійснюється за рахунок механізму променистої теплопровідності, обумовленого наявністю дисперсних частинок, де для потоку енергії випромінювання W використовується формула:

$$W = -\frac{16\sigma l_s T^3}{3} \text{grad} T \quad (3.95)$$

і механізм перенесення випромінювання в оптично прозорому шарі, який описується членом $4k\sigma_k T^4$;

l_s – довжина пробігу випромінювання (характерна віддаль між дисперсними частинками);

k – коефіцієнт поглинання випромінювання у газі,
 σ_k – інтеграл від спектральної інтенсивності рівноважного випромінювання по спектру частот, для яких газову фазу можна вважати оптично прозорим середовищем;

f_{GR} – обмін променистою енергією на верхній і нижній границях шару ЛГМ;

$k_1\sigma(T^4-T_1^4)$ – поглинання променистої енергії твердою фазою;

k_1 – коефіцієнт поглинання випромінювання твердою фазою;

σ – постійна Стефана-Больцмана.

Для замикання моделі лісової пожежі розглянемо:

- газову фазу, яка складається з 3-х компонентів:

1 – горючі гази (в основному CO, H₂, CH₄), масова концентрація C₁,

2 – негорючі гази (N₂, CO₂), масова концентрація C₂,

3 – окисник (O₂), масова концентрація C₃,

- тверду фазу, яка складається з 3-х компонентів:

1 – ЛГМ, об'ємна доля ϕ_1 ,

2 – коксик, об'ємна доля ϕ_2 ,

3 – попіл, об'ємна доля ϕ_3 ,

- сажа дисперсна, об'ємна доля ϕ_{cd} .

Продукти піролізу ЛГМ – коксик и дисперсна сажа складаються з вуглецю.

В якості базових хімічних реакцій розглянемо реакції піролізу ЛГМ (R_0), горіння вуглецю (R_c) і горіння газів (R_{co}). Процесами дисоціації за характерних значеннях температури газової фази у фронті пожежі біля 1400 К можна знехтувати. Для величин R_0 , R_c , R_{co} використаємо формули:

$$\begin{aligned}
 R_0 &= \rho_1 \phi_1 k_0 \exp\left(-\frac{E_0}{RT_1}\right); \quad \frac{E_0}{R} = 9400K, \quad k_0 = 3,63 \cdot 10^4, \text{ c}^{-1}; \\
 R_c &= \frac{M_c}{M_3} \rho C_3 k_c \exp\left(-\frac{E_c}{RT}\right); \quad \frac{E_c}{R} = 10000K, \quad k_c = 1000 \text{ м/с}; \\
 R_{co} &= \rho C_1 k_1 \exp\left(-\frac{E_1}{RT}\right); \quad E_1 = 96800 \text{ Дж/моль}; \\
 R &= 8,3144 \text{ кДж/(моль} \cdot \text{К)}; \quad k_1 = 7,05 \cdot 10^6 \text{ c}^{-1}.
 \end{aligned}
 \tag{3.96}$$

Тоді члени, які описують зміну маси та енергії за рахунок хімічних реакцій, визначаються за формулами:

$$\begin{aligned}
 Q &= (1 - \alpha_c - \alpha_{as})R_0 + \phi_2 s_2 R_c + s_{cd} R_c; \quad R_1 = (1 - \alpha_c - \alpha_{as})\alpha_1 R_0 - R_{co}; \\
 R_2 &= (1 - \alpha_c - \alpha_{as})(1 - \alpha_1)R_0 + R_{co} + \phi_2 s_2 R_c + s_{cd} R_c; \\
 R_3 &= -R_c; \quad R_{f1} = -R_0; \quad R_{f2} = \alpha_c R_0 - \phi_2 s_2 R_c; \\
 R_{f3} &= \alpha_{as} R_0; \quad R_{cd} = \alpha_{cd} R_0 - R_c; \quad Q_T = qR_{co} + q_1 R_c,
 \end{aligned}
 \tag{3.97}$$

де M_c – молекулярна маса вуглецю ($M_c=12$);

M_3 – молекулярна маса окисника (O_2), ($M_3=32$);

E_0, E_1, E_c – енергії активації;

k_0, k_1, k_c – константи хімічних процесів;

α_c – коксове число або частка коксика піл час піролізу ЛГМ;

α_{as} – частка попелу, що утворюється під час піролізу ЛГМ;

$(1 - \alpha_c - \alpha_{as})$ – частка газів під час піролізу ЛГМ;

α_1 – частка горючих газів серед газів, що утворюються під час піролізу ЛГМ;

$(1 - \alpha_1)$ – частка негорючих газів, що утворюються під час піролізу ЛГМ;

$s^2(m^{-1})$ – питома поверхня коксика;

q – теплота горіння газів;

q_1 – теплота горіння вуглецю (коксика і сажі);

$\alpha_c R_0$ – масова швидкість утворення коксика під час піролізу ЛГМ;

$\alpha_{as} R_0$ – масова швидкість утворення попелу під час піролізу ЛГМ;

$(1 - \alpha_c - \alpha_{as})R_0$ – масова швидкість утворення газів під час піролізу ЛГМ;

$\phi_2 s_2 R_c$ – масова швидкість вигорання коксика і утворення газів під час горіння.

Результати моделювання низової лісової пожежі хвойних лісів і розрахунку основних характеристик у залежності від маси ЛГМ, що згоріли, наведені в табл. 3.3.

Таблиця 3.3

Основні характеристики низової лісової пожежі
під час одночасного займання ЛГМ у залежності від їх маси

| Характеристики | Показники | | |
|--|------------------|------------------|-----------------|
| Маса ЛГМ, m_0 , кг | 0,1 | 0,5 | 1,0 |
| Площа ЛГМ, S_0 , га | 0,1 | 0,5 | 1,0 |
| Теплота згоряння ЛГМ, Q_T , МДж | 1,0 | 5,5 | 10 |
| Потік променистої енергії, I_ϕ , МВт/м ² | 8,0 | 14,0 | 19,0 |
| Діаметр полум'я, D_ϕ , м | 30 | 60 | 120 |
| Висота полум'я, H_ϕ , м | 60 | 100 | 170 |
| Площа лісової пожежі, S_ϕ , м ² | $7 \cdot 10^3$ | $2 \cdot 10^4$ | $9 \cdot 10^4$ |
| Висота підняття димової хмари, H_ϕ , км | 0,6 | 0,9 | 1,3 |
| Радіус зони займання, R_ϕ , м | 23,5 | 40,4 | 74,6 |
| Маса СО в димовій хмарі, M_{CO} , кг | 10^3 | $5 \cdot 10^3$ | $2 \cdot 10^4$ |
| Маса СО ₂ в димовій хмарі, M_{CO_2} , кг | 500 | 1700 | 4900 |
| Маса аерозолу в димовій хмарі, M_{aep} , кг | $2,5 \cdot 10^3$ | $8,3 \cdot 10^3$ | $29 \cdot 10^3$ |
| Маса сажі в димовій хмарі, $M_{саж}$, кг | 0,4 | 1,2 | 3,5 |

Таким чином, з табл. 3.3 видно, що лісова пожежа здатна визвати займання ЛГМ на відстані до 100 м від полум'яного факелу (площа зони від $7 \cdot 10^3$ до $9 \cdot 10^4$ м²). У процесі горіння ЛГМ забруднених радіонуклідами в атмосферу може потрапити десятки тонн ЛГМ. Тривалість життя радіоактивної димової хмари у нижній тропосфері (до 1,5 км) менше тижня, у верхній тропосфері – місяць, у стратосфері – (1–3) роки, що є додатковим радіаційним навантаженням для населення, яке проживає в чистій зоні.

Процес утворення «димової хмари» над місцем лісової пожежі помітно відрізняється від хмар, що розвиваються у нормальних природних умовах. Фізичною причиною формування «димової хмари» є наявність потужного теплового джерела, яке викликає розвиток сильної конвективної течії в локальному об'ємі атмосфери та утворенню димових хмар значної вертикальної протяжності. Потужність, розміри та час існування джерела тепла визначають особливості динаміки димових хмар, що утворюються, та їх мікроструктуру. Так, швидкість висхідного потоку в них може перевищувати 100 м/с, течія значно турбулізована, нижня границя розміщена на висоті (1–3) км, верхня границя може

досягати 5 км і вище.

Найбільш доступним і ефективним способом дослідження «димової хмари» є метод чисельного моделювання з використанням чисельних моделей, що достатньо адекватно описують динаміку його утворення. Для відтворення локальних атмосферних процесів на обмеженій території використовувалась базова система рівнянь мезомасштабної моделі в атмосферному пограничному шарі у вигляді:

$$\begin{aligned}
 \frac{\partial u}{\partial t} u \frac{\partial u}{\partial x} + v \frac{\partial u}{\partial y} + \frac{1}{\bar{\rho}} w \frac{\partial \bar{\rho} u}{\partial z} &= -c_p \bar{\Pi} \frac{\partial \pi}{\partial x} + lv - \frac{1}{\bar{\rho}} \left(\frac{\partial \tau_{xx}}{\partial x} + \frac{\partial \tau_{xy}}{\partial y} + \frac{\partial \tau_{xz}}{\partial z} \right); \\
 \frac{\partial v}{\partial t} + u \frac{\partial v}{\partial x} + v \frac{\partial v}{\partial y} + \frac{1}{\bar{\rho}} w \frac{\partial \bar{\rho} v}{\partial z} &= -c_p \bar{\Pi} \frac{\partial \pi}{\partial y} - lv - \frac{1}{\bar{\rho}} \left(\frac{\partial \tau_{yx}}{\partial x} + \frac{\partial \tau_{yy}}{\partial y} + \frac{\partial \tau_{yz}}{\partial z} \right); \\
 \frac{\partial w}{\partial t} + u \frac{\partial w}{\partial x} + v \frac{\partial w}{\partial y} + \frac{1}{\bar{\rho}} w \frac{\partial \bar{\rho} w}{\partial z} &= -c_p \bar{\Pi} \frac{\partial \pi}{\partial z} + \lambda \vartheta - \frac{1}{\bar{\rho}} \left(\frac{\partial \tau_{zx}}{\partial x} + \frac{\partial \tau_{zy}}{\partial y} + \frac{\partial \tau_{zz}}{\partial z} \right); \\
 \frac{\partial \vartheta}{\partial t} + u \frac{\partial \vartheta}{\partial x} + v \frac{\partial \vartheta}{\partial y} + \frac{1}{\bar{\rho}} w \frac{\partial \bar{\rho} \vartheta}{\partial z} + S_w &= -\frac{1}{\bar{\rho}} \left(\frac{\partial \sigma_x}{\partial x} + \frac{\partial \sigma_y}{\partial y} + \frac{\partial \sigma_z}{\partial z} \right) + \hat{O}_\delta; \\
 \frac{\partial \bar{\rho} u}{\partial x} + \frac{\partial \bar{\rho} v}{\partial y} + \frac{\partial \bar{\rho} w}{\partial z} &= 0,
 \end{aligned} \tag{3.98}$$

де u, v, w – компоненти вектора швидкості вздовж осей декартової системи координат;

ϑ – збурення потенціальної температури від основного «фонового» значення;

l – параметр Коріоліса;

λ – параметр плавучості;

c_p – питома теплоємність повітря за постійного тиску;

$S_\Theta = \frac{\partial \Theta}{\partial z}$ – температурна стратифікація;

Φ_T – фазові притоки тепла;

τ_{ij} – компоненти тензора турбулентних напруг;

Θ, T, P, Π – потенціальна температура, абсолютна температура, тиск, функція Екснера.

Процеси горіння та емісії аерозолів ураховуються через граничні умови: $\tilde{S} = \tilde{S}_0$, $\vartheta = T_{II}$ за умови $x, y, R=h$; $S = 0$, $\vartheta = 0$; за умови $x, y, R, z=h$, де h – нижня межа хмарності, H – верхня межа, T_{II} – перевищення температури за рахунок горіння, $R(x,y)$ – простір на підстильній поверхні, обмежений краєм пожежі, де проходить емісія тепла, пари й аерозолу, S_0 – концентрація домішок. T_{II} і S_0 вважаються заданими величинами. Інші крайові умови мають наступний вигляд:

$$\begin{aligned}
 K_H \frac{\partial q}{\partial z} &= C_\Theta |\bar{U}| (q - q_0); & K_H \frac{\partial \vartheta}{\partial z} &= C_\Theta |\bar{U}| (\vartheta - \Theta_0); \\
 K \frac{\partial u}{\partial z} &= C_u |\bar{U}| u; & K \frac{\partial v}{\partial z} &= C_u |\bar{U}| v; \\
 w = 0; & \frac{\partial q_c}{\partial z} = 0; & \frac{\partial q_i}{\partial z} = 0; & \frac{\partial q_r}{\partial z} = 0; & \frac{\partial q_s}{\partial z} = 0; & \frac{\partial S}{\partial z} = 0 \\
 \text{за умови} & & q = q_H; & q_c = 0; & q_i = 0; & q_r = 0; & q_s = 0; \\
 & & S = 0; & u = u_g; & w = 0; & \frac{\partial \Theta}{\partial z} = \gamma; & z = H,
 \end{aligned} \tag{3.99}$$

де q_H – заданий розподіл питомої вологості на верхній границі атмосферного пограничного шару;

u_q, v_q – вектор зовнішньої швидкості вітру;

γ – задає стійку стратифікацію у тропосфері.

На бокових границях розрахункової області прийнята умова рівності нулю нормальних похідних від функцій, що обчислюються. Початкові поля за $t=0$ задаються наступні даними:

$$\vartheta = 0; \quad q = Q(z); \quad q_c = 0; \quad q_i = 0; \quad q_r = 0; \quad q_s = 0; \quad u = 0; \quad v = 0; \quad w = 0. \tag{3.100}$$

Рівняння були отримані за наступних основних допущеннях:

1) «димово хмара» складається із сухого повітря, диму, аерозолу, водяної пари та конденсованої рідкої води;

2) температура усіх компонентів димової хмари однакова та дорівнює T_0 ;

3) тиск у газовій фазі тотожний тиску в рідкій фазі та рівний P_0 ;

4) у димовій хмарі середовище знаходиться у стані термодинамічної рівноваги, тобто парціальний тиск водяної пари відповідає тиску насичення.

Під час числового моделювання розглядалися різні сценарії формування конвективної хмарності над зоною лісової пожежі та поширення димових газів. Під час моделювання атмосферної циркуляції зона перегріву розширялась у часі, імітуючи просування фронту пожежі. Процеси горіння розвивались у межах приземного підшару, над зоною пожежі задавався турбулентний потік домішок з характерними значеннями, що були взяті із спостережень. Результати експерименту показали, що в штильових умовах по мірі наростання температури над осередком формується вертикальний струмінь, який переносить тепло і продукти горіння вгору. Максимум вертикальної швидкості в струмені дорівнює $w=3$ м/с. Результати числових експериментів доводять, що форма аерозольної хмари сильно залежить від співвідношення факторів адвекції та конвекції, які на різних стадіях розвитку обумовлювали різні ефекти. Наприклад, навіть помірний вітер на початковій фазі пожежі призводив до придушення конвективних рухів і хмара диму стелилася по землі. Площа горіння R_{ϕ} мала вигляд круга радіусом 100 м в якому задавалась $S_0=1$; $T_0=340$ К. Розрахункова сітка бралась рівномірною по горизонталі та мала 128×128 вузлів з $\Delta x = \Delta y = 70$ м. По вертикалі сітка містила 100 рівнів, а верхня межа області задавалась на висоті 5 км. Результати розрахунків представлені на рис. 3.19 та 3.20.

Проблема моделювання викиду РПЗ під час лісової пожежі складається з ряду самостійних задач, обумовлених поетапними фазами їх виникнення та поширення. Можна виділити, як мінімум, декілька фаз розвитку процесу міграції РПЗ. У першій фазі відбувається їх перехід у навколишнє середовище у вигляді димової хмари. У другій фазі шлейф диму рухається переважно вздовж поверхні землі. З віддаленням від осередку пожежі у димовому шлейфі залишається все менше частинок диму в наслідок їх «сухого» осадження та розсіювання.

Для опису такого складного процесу міграції РПЗ можна застосовувати різні динамічні моделі. Однак, для розрахунку процесів їх викиду, що швидко протікають, з декількох осередків займання необхідно використовувати розрахункові методи, більше удосконалені у фізичному відношенні та прості в математичному. Основні моменти методу розрахунку концентрації РПЗ у повітрі

з врахуванням перемінної потужності осередків пожежі і часу їх дії мають декілька рівнянь [35].

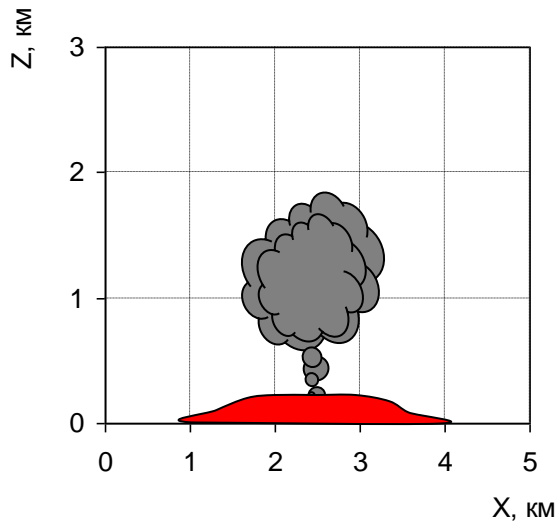


Рис 3.19. Надлишкова густина випадіння РПЗ у м. Прип'ять

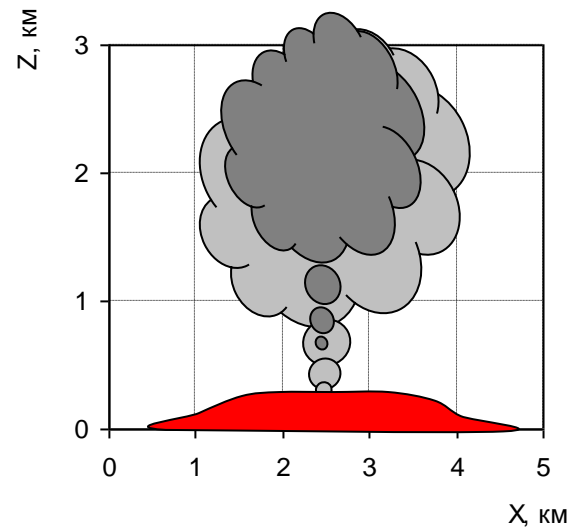


Рис. 3.20. Надлишкова густина випадіння РПЗ у м. Чорнобиль

Рівняння турбулентної дифузії РПЗ, що поступають в атмосферу з осередків пожежі з координатами (x, y, z) , які знаходяться в необмеженому просторі, в наближенні постійності швидкості вітру та коефіцієнтів турбулентної дифузії можна записати наступним чином [36]:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = k_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + k_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + k_z \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - \sum_{i=1}^3 V_i \frac{\partial C_i}{\partial x_i}; \quad (3.101)$$

$$-\infty < x, y, z < \infty; \quad t > 0; \quad C(0, 0, \Delta h_{\text{еф}}, 0) = Q/\Delta W,$$

де $C(x, y, z, t)$ – концентрації РПЗ у повітрі в залежності від просторових координат і часу;

k_x, k_y, k_z – коефіцієнти турбулентної дифузії РПЗ в приземному шарі атмосфери;

V_x, V_y – проекції швидкості вітру на осі x и y відповідно;

V_z – сума швидкостей гравітаційного осідання РПЗ і руху хмари диму у вертикальному напрямку (вісь z – направлена перпендикулярно до поверхні землі);

Q – сумарна активність α -, β -, γ -радіонуклідів, які потрапили в атмосферу у

процесі пожежі;

ΔW – об'єм РПЗ, що потрапив до навколишнього середовища під час пожежі;

Δh_{ef} – ефективна висота піднімання димової хмари відносно поверхні землі.

Спростимо вираз, зробивши заміну перемінних:

$$C(x, y, z, t) = q(x, y, z, t) \exp[V(2x - V_t) / 4k_x]; \quad \frac{\partial q}{\partial t} = k_x \frac{\partial^2 q}{\partial x^2} + k_y \frac{\partial^2 q}{\partial y^2} + k_z \frac{\partial^2 q}{\partial z^2}; \quad (3.102)$$

$$-\infty < x, y, z < \infty; \quad t > 0; \quad C(0, 0, \Delta h_{ef}, 0) = Q / \Delta W.$$

Шукане рішення рівняння (3.100):

$$C(x, y, z, t) = QG(x, y, z, t), \quad (3.103)$$

де $G(x, y, z, t) = \prod_{i=1}^3 A_i \exp\left[-\frac{(x - V_t)^2}{4k_x t} - \frac{y^2}{4k_y t} - \frac{(z - h)^2}{4k_z t}\right]$ є функція Гріна,

тут $A_i = \frac{1}{2\sqrt{\pi k_i t}}$.

Будемо вважати, що осередок пожежі починає діяти в момент часу $t=0$, а припиняє свою дію за $t=t_n$. Уявимо осередок пожежі, який діє протягом часу t_n , як безперервна послідовність миттєвих осередків пожежі. Вираз для розрахунку концентрації РПЗ у повітрі, утвореної дією такого осередку пожежі, у відповідності з властивостями функції Гріна буде мати наступний вигляд:

$$C(x, y, z, t) = \int_0^T P(\tau) \cdot G(x, y, z, t) \partial \tau; \quad T = \begin{cases} t_n, & \text{if } t > t_n \\ t, & \text{if } t \leq t_n \end{cases}. \quad (3.104)$$

Потужність джерела викиду РПЗ з осередку пожежі можна визначити, поділивши їх сумарну кількість, що потрапили в атмосферу, на час дії джерела:

$$P_t = Q / t_n. \quad (3.105)$$

Процес перенесення РПЗ від безперервно діючого викиду $P(t) = \text{const}$, можна розрахувати за допомогою формули 3.103 за умови $t_n \rightarrow \infty$ і $t \rightarrow \infty$, причому у

даному випадку інтеграл буде братися аналітично. Концентрація \bar{C}_n у будь-якій точці простору $\bar{X}_j = (x^j, y^j, z^j)$, «створена» дією n точкових осередків пожежі та потужністю джерела викиду – P_j кожний, що має координати $\bar{L}_j = (l_1^j, l_2^j, l_3^j)$, буде розраховуватися за формулою:

$$\bar{C}_n(\bar{X}_j, \bar{L}_j) = \sum_{j=1}^N C(P_j, \bar{X}_j, \bar{L}_j). \quad (3.106)$$

Цю формулу можна використовувати для розрахунків процесу міграції РПЗ від декількох осередків пожежі, що мають складну форму. Можна розраховувати також поля концентрації РПЗ у повітрі, що утворюються від осередків пожежі на площі, лінійних або об'ємних. Так, наприклад, апроксимуючи часові коливання потужності джерела пожежі простою періодичною функцією часу:

$$Q(t) = Q_0(1 - \cos \omega t), \quad (3.107)$$

рішення рівняння (3.106) можна представити у вигляді:

$$C(x, y, z, t) = \frac{Q}{2\pi \cdot R \sqrt{k_x k_y k_z}} \left[\begin{array}{l} \exp\left(\frac{V_t}{2k_x} - R\sqrt{\frac{V_\tau^2}{4k_x} - \lambda}\right) + \\ + \exp\left(\frac{V_\tau}{2k_x} - MR\right) \cos(NR - \omega t) \end{array} \right], \quad (3.108)$$

де $R = \sqrt{\frac{x^2}{k_x} + \frac{y^2}{k_y} + \frac{z^2}{k_z}};$

$$M = \frac{1}{\sqrt{2}} \left[\sqrt{\left(\frac{V^2}{4k_x} + \lambda\right)^2 + \omega^2} + \frac{V^2}{4k_x} + \lambda \right]^{1/2};$$

$$N = \frac{1}{\sqrt{2}} \left[\sqrt{\left(\frac{V^2}{4k_x} + \lambda\right)^2 + \omega^2} - \frac{V^2}{4k_x} - \lambda \right]^{1/2}.$$

Тут λ – коефіцієнт зменшення концентрації домішки аерозолів і частинок

диму у результаті сухого осадження. Видно, що на віддалі L_m :

$$L_m = \sqrt{k_i / 2\pi N}, \quad (3.109)$$

від джерела пожежі буде формуватися фронт підвищеної концентрації РПЗ, що буде максимальною у разі ($x=L$); $t = \frac{2\pi}{\omega}$.

$$C_{\max} = \frac{Q_0 N}{A_i^2} \left[1 + \exp\left(\frac{\pi V}{N\sqrt{k_i}} - \frac{2\pi M}{N} \right) \right]. \quad (3.110)$$

Висота димової хмари розраховується за формулою:

$$\Delta h_{ef} = \xi_i M^{1/3} X^{2/3} U^{-1}, \quad (3.111)$$

де ξ_i – перехідний коефіцієнт для i -ої стійкості атмосфери;

M – потужність теплового джерела;

X – вертикальна ширина димового шлейфа;

U – швидкість вітру на висоті перемішування димової хмари.

Віддаль від точки викиду димової хмари до місця випадання РПЗ розраховували за формулою:

$$L = \varepsilon_1 M^{3/5} U^{-1}, \quad (3.112)$$

де ε_1 – перехідний коефіцієнт для i -ої стійкості атмосфери.

Для описання утворення та поширення шлейфа диму і випадіння з нього частинок РПЗ була розроблена трьохмірна модель з використанням рівнів імпульсу, маси та енергії повітряного потоку та кількості частинок у димовому шлейфі [37]. Була чисельно вирішена система звичайних диференціальних рівнянь для швидкості повітряного потоку по осі струменю, його перегріванню по відношенню до навколишнього повітря, радіусу струменю диму та концентрації РПЗ у димовому струменю. Кожний шар розглядався як окреме незалежне джерело РПЗ, для якого розраховувалась їх концентрація в атмосфері на різних

віддалях від місця викиду. Реальні поля вітру та температури, що були отримані з даних радіозондування, були використані в якості вхідної інформації під час моделювання. Передбачалось, що лісова пожежа займала у ЧЗВ кругову територію радіусом 100 м за тривалістю конвективної стадії пожежі в 1 год. Мінімальна висота підймання струменю мінялася у межах від 2000 до 2500 м у залежності від стратифікації пограничного шару та профілю швидкості вітру в ньому. Були розраховані концентрації ^{137}Cs за густини забруднень лісових масивів до 37 кБк/м^2 і відносній кількості активності, що піднімалась в атмосферне повітря, рівній 7%. На рис. 3.21 наведено динаміку утворення і переміщення димової хмари під час лісової пожежі.

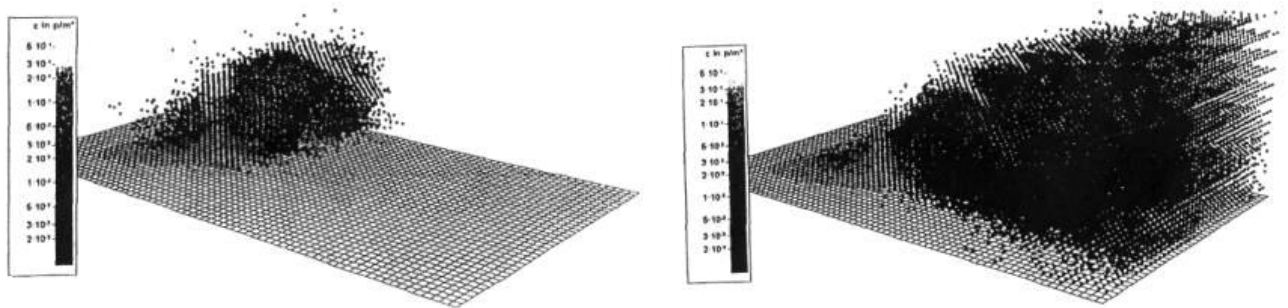


Рис. 3.21. Динаміка утворення і переміщення димової хмари в просторі

Під час комп'ютерного моделювання розглядалась розігріта димова хмара РПЗ, що за рахунок архімедової сили піднімалась в атмосферу зі швидкістю не більше 10 м/с. Леткі частинки РПЗ мали складний морфологічний і хімічний склад за густини – $(3\text{--}10) \text{ мг/см}^3$, а їх спектр змінювався в широкому діапазоні розмірів $(0,1\text{--}100) \text{ мкм}$ за аеродинамічного діаметру $(30\text{--}50) \text{ мкм}$. Передбачалось, що після стабілізації хмари диму, перенесення та розсіювання дрібнодисперсних фракцій здійснюється у спокійній атмосфері, а дисперсний склад летких частинок у димовій хмарі змінювався тільки за рахунок гравітаційного випадіння.

У якості рівняння утворення і переміщення димової хмари РПЗ використовувалось рівняння динаміки тіла з перемінною масою. У процесі математичного моделювання аналізувалися наступні процеси:

- перенесення летких частинок було направлене атмосферою течією;
- розвиток струменю під час викидів нагрітих газів в атмосфері

характеризувався зміною швидкості вітру, температури і тиску, а також постійним перемішуванням нагрітих газів з оточуючим повітрям;

- розсіювання дрібнодисперсних частинок пройшло за рахунок атмосферної турбулентної дифузії та їх седиментації у полі тяжіння, а також взаємодії з підстильною поверхнею.

Кінцева картина радіоактивного забруднення місцевості формувалася за час, який залежав від відстані до точки лісової пожежі та метеорологічних параметрів. Числовий експеримент проводився в області моделювання – міграції легких частинок РПЗ – паралелепіпед розміром $(10 \times 10 \times 5) \text{ км}^3$, нижня границя – функція $z = \delta(x, y)$ – що описує рельєф місцевості, значення якої рівні абсолютним відміткам висоти рельєфу ЧЗВ, у вузлах рівномірної сітки, заданої з кроком $\Delta x = \Delta y = 100 \text{ м}$. Розміри сіткової ділянки $45 \times 40 \times 30$ вузлів. По вертикалі використовувався нерівномірний крок. Крок за часом складав $\Delta t = 30 \text{ с}$. Температура підстильної поверхні враховувалася з врахуванням відносної висоти точки місцевості та стратифікації фонові атмосфери. Розрахунок динаміки утворення, переміщення та випадіння легких частинок РПЗ під час лісової пожежі середньої категорії займав на ПЕК біля 2,5 год (рис. 3.22).

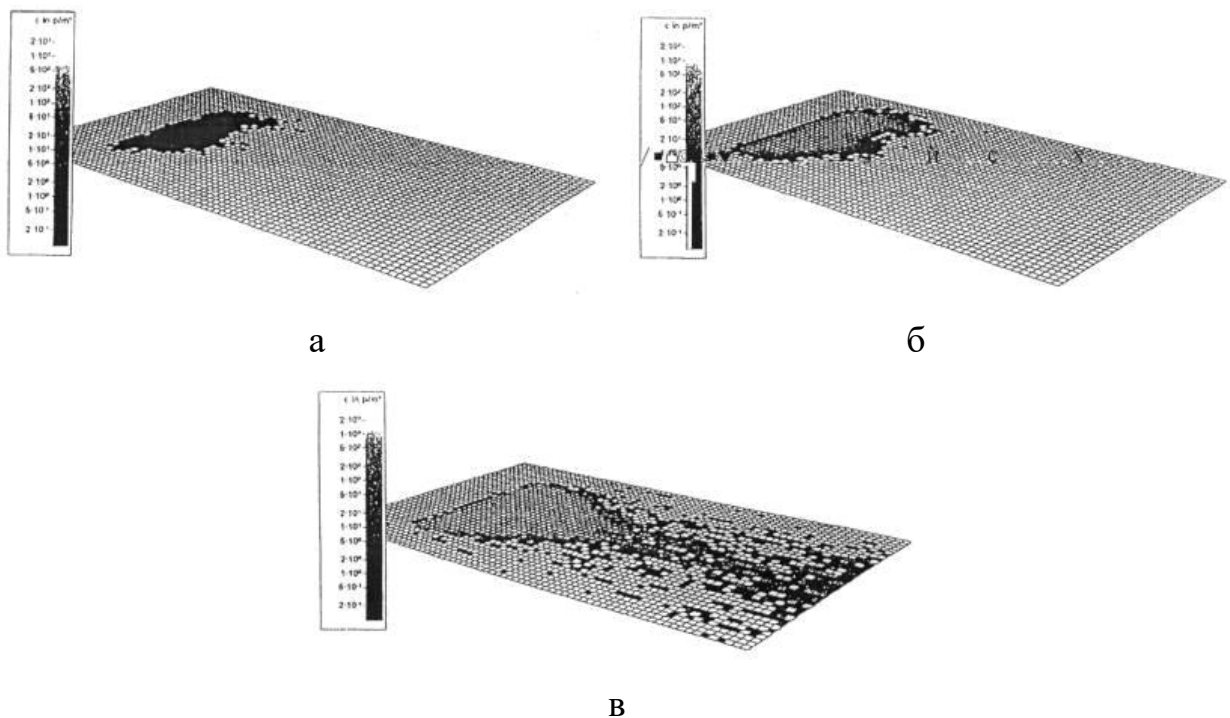


Рис. 3.22. Динаміка зміни густини випадіння легких частинок РПЗ на сліді димового шлейфу: а – $t_1=30 \text{ хв}$; б – $t_2=120 \text{ хв}$; в – $t_3=210 \text{ хв}$

В якості ілюстрації на рис. 3.23 наведено результати порівняння даних, що отримано шляхом моделювання та експериментальних вимірювань концентрацій C у повітрі густини випадань на поверхню ґрунту P під час лісової пожежі влітку 1992 року в ЧЗВ. Адаптація розробленого алгоритму і програми, а також перевірка вірогідності розрахункових даних проводилися шляхом порівняння з експериментальними даними, що були отримані у польових умовах. Порівняльний аналіз результатів моделювання та проведення числових розрахунків, а також експериментальних даних, отриманих у польових умовах, показали, що похибка просторово-часового розподілу концентрацій ^{137}Cs в атмосфері та густини його випадіння на поверхню землі не перевищує 30%.

Таку розбіжність в отриманих даних можна пояснити тим, що димові частинки мали складний морфологічний і фізико-хімічний склад за густини (3–10) $\text{мг}/\text{см}^3$, а їх спектр змінювався у широкому діапазоні (0,1–100) $\mu\text{м}$ за різного аеродинамічного діаметру (30–50) $\mu\text{м}$.

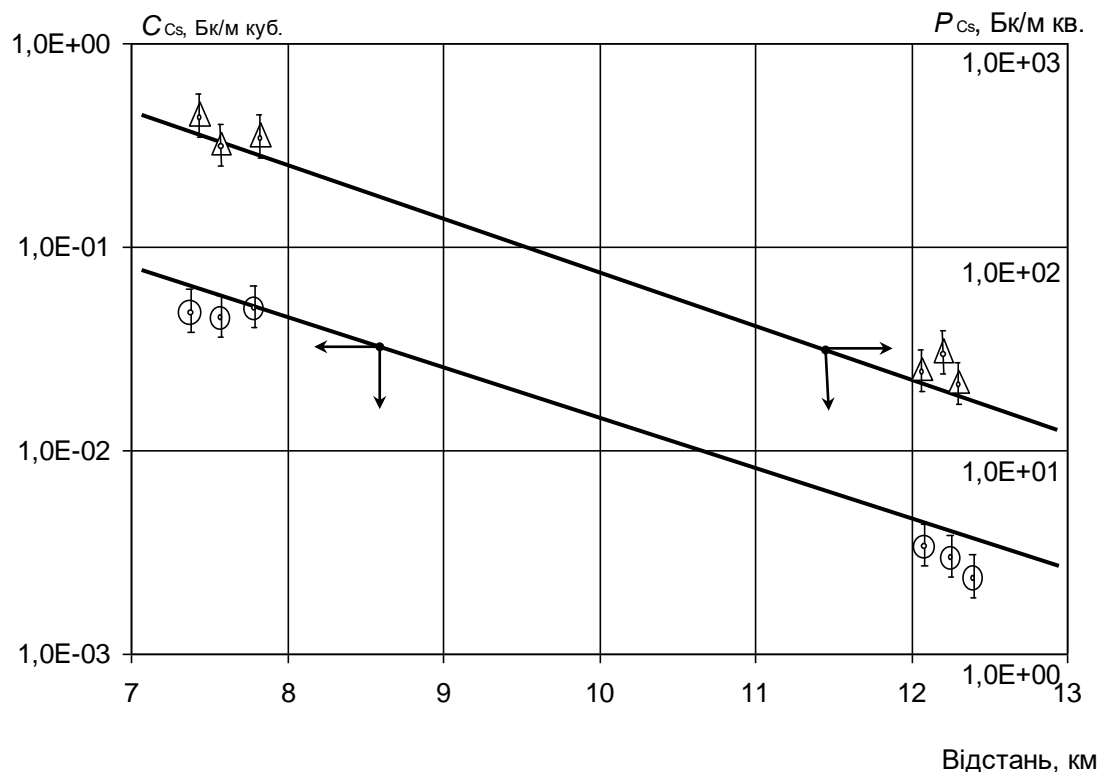


Рис. 3.23. Результати порівняння даних чисельного моделювання та експериментально виміряних концентрацій випадань радіоізоотопу ^{137}Cs під час низової лісової пожежі у ЧЗВ

З іншого боку, умови надходження РПЗ в атмосферу залежать від особистих факторів: висота піднімання димової хмари може відрізнятись у 2 рази, тривалість утворення – в 1,5 рази, нуклідний склад викиду на 10%, а також від постійного змінювання з часом метеорологічних даних (швидкості та напрямку вітру, його температури і вологості тощо).

ВИСНОВКИ ДО РОЗДІЛУ 3

Дана загальна характеристика моделей техноприродних небезпек, зокрема моделей математичного моделювання техногенних та природних небезпек, що можливі у ЧЗВ.

Проведено моделювання викиду у повітря радіонуклідів під час пожежі на ОУ. Розраховано значення густини випадіння РПЗ під час локальної пожежі на ОУ. Розроблено блок-схема організації розрахунків характеристик забруднення повітря і ґрунту під час аварійного викиду РПЗ і пилу з ОУ. Знайдено характерні залежності висоти хмари РПЗ від відстані, повну функцію виснаження для висотної частини її викиду, приземну об'ємну активність у повітрі, що змінюється з часом та відображає рух хмари. Візуалізовано густину поверхневого забруднення, що одержано інтегруванням за часом загальної інтенсивності осідання домішки на поверхню землі.

Запропонована модель процесу тепломасообігу в СВЯП дає можливість із заданим значенням розрахувати теплотехнічну надійність об'єкта для різного впливу навантажень, наприклад, у разі зміни температури теплоносія або енерговиділення в паливі. Такий підхід можливо використовувати також для всіх діючих АЕС та СВЯП в Україні.

Наведено результати розрахункових аналізів аварій у СВЯП, що характеризуються втратою функції тепловідведення від БВ та течєю з БВ, а також додаткову оцінку впливу окремих параметрів моделювання БВ.

Результати досліджень описують основні аварійні процеси в БВ СВЯП-1. Проведено теплофізичний аналіз небезпеки запроектованої аварії з тривалим знеструмленням і накладенням некомпенсованої течі для басейну витримки

СВЯП. Результати розрахунків показали, що без здійснення заходів з управління аварією вона може перейти у важко аварійну стадію: повне осушення БВ, руйнування значної кількості ТВЗ, що знаходяться в ньому, аварійне вивантаження і наскрізне проплавлення днища басейну. Виявлено потребу в покращенні наукової бази досліджень запроектої аварії с тривалим знеструмленням СВЯП з метою отримання більш достовірних результатів моделювання.

Розроблено інформаційну модель виникнення і розвитку лісової пожежі, в якій ліс розглядається як одношарове двофазне середовище, що складається з повітря і газоподібних продуктів піролізу під час горіння ЛГМ та їх твердих продуктів піролізу. Показано схематична структура зони лісової пожежі.

Отримано результати моделювання низової лісової пожежі хвойних лісів і розрахунку основних характеристик у залежності від маси ЛГМ.

Підтверджено правильність використання базової система рівнянь мезомасштабної моделі в атмосферному пограничному шарі для відтворення локальних атмосферних процесів на обмеженій території.

Результати числових експериментів доводять, що форма аерозольної хмари сильно залежить від співвідношення факторів адвекції та конвекції, які на різних стадіях розвитку обумовлювали різні ефекти.

Для описання утворення та поширення шлейфа диму і випадіння з нього частинок РПЗ була розроблена трьохмірна модель з використанням рівнів імпульсу, маси та енергії повітряного потоку та кількості частинок у димовому шлейфі. Змодельовано динаміку переміщення димової хмари в просторі та зміни густини випадіння легких частинок РПЗ на сліді димового шлейфу.

За допомогою моделі утворення радіоактивної димової хмари та її міграції в атмосферному повітрі проведено дослідження процесів поширення радіоактивних аерозолів і газових складових з урахуванням конвекції, турбулентного обміну, вологості, сили і напрямку вітру над зоною горіння.

Матеріали досліджень за третім розділом представлено у роботах [17, 23, 36, 38–46].

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ ДО РОЗДІЛУ 3

1. Молодых В.Т. Радиоэкологические последствия лесных пожаров. Минск, 1993. 17 с. (Препринт ИРЭП-И).
2. Будыко А.К. Радиоактивные аэрозоли при пожарах на территориях загрязненных продуктами Чернобыльской аварии. *Радиационная биология. Радиоэкология*. 1995. Т. 35, Вып. 1. С. 102–112.
3. Гришин А.М. Математическое моделирование лесных пожаров и новые способы борьбы с ними. Новосибирск: Наука, 1992. 408 с.
4. Гришин А.М. Физика лесных пожаров. Томск: Изд-во ТГУ. 1994. 218 с.
5. Гришин А.М. Математические модели лесных пожаров. Новосибирск: Наука, 1981. 60 с.
6. Згуровский М.З., Скопецкий В.В., Хрущ В.К. и др. Численное моделирование распространения загрязнения в окружающей среде. Київ: "Наукова думка", 1997. 368 с.
7. Анохин Ю.Л. Атмосферный перенос загрязнений в региональном масштабе. Труды ИПГ. Л., 1978. 75 с.
8. Бордилов В.А., Вельтицева В.С., Кленикова Н.В. Региональная модель переноса полидисперсной примеси. *Метеорология и гидрокология*. 1998. № 4. С. 56–65.
9. Иванов Н.В., Николев С.Н., Пискуил В.А. Методика расчёта переноса и оснащения аэрозольных выбросов в атмосфере. *ВАНТ: Сер. Математические модели физических процессов*. 1991. Вып. 2. С. 33–78.
10. Однолько А.А. Исследование вторичной опасности при пожарах объектов с повышенным загрязнением радионуклидами: автореф. дис. ... канд. техн. наук.: ВИПТШ МВД РФ. М., 1995. 18 с.
11. Горкавий С.Ф. Оцінка та прогнозування вторинного забруднення радіонуклідами навколишнього природного середовища внаслідок лісових радіоактивних пожеж: автореф. дис. ... канд. техн. наук: Харків. 2004. 19 с.
12. Процак В.П. Вторинний підйом радіоактивних аерозолів при виконанні агротехнічних операцій, осушенні водойм, лугових та лісових пожежах: автореф.

дис. ... канд. техн. наук. Київ. 2009. 21 с.

13. Національні доповіді про стан техногенної та природної безпеки в Україні // ДСНС України. Офіційний сайт. URL: <http://www.dsns.gov.ua> (дата звернення: 11.10.2019).

14. Огородников Б.И. Радиологические последствия лесных пожаров в зонах радиоактивного загрязнения. *Наука и инновации*. М., 2004. № 7. С. 46–55.

15. Азаров С.И., Перимов Р.Р. Пожаровзрывоопасность объекта "Укрытие". *Пожаровзрывоопасность*. 2004. № 2. С. 31–36.

16. Fletcher C.D., Chambers R., Balandes M.A. Simulation of the Chernobyl Accident. *Nucl. Eng. Design*. 1988. Vol. 195. № 2. P. 157–172.

17. Азаров С.І., Литвинов Ю.В., Сидоренко В.Л., Єременко С.А. Оцінка дозових навантажень за рахунок радіоактивних продуктів згорання при пожежі в об'єкті "Укриття". Матер. XV Всеукр. наук.-практ. конф. рятувальників (Київ, 24–25 вересня 2013 р.). Київ: МВЦ, 2013. С. 197–199.

18. Токаревский В.В., Азаров С.И., Пряничников В.А. и др. Исследование выхода радиоактивных газов и аэрозолей из объекта "Укрытие" в окружающую среду. Отчет ИЯИ АН Украины (договор № 482). Киев, 1992. 159 с.

19. Азаров С.І. Дослідження форм і механізмів утворення та розповсюдження радіонуклідів в навколишньому середовищі при аваріях на об'єкті "Укриття": 9 років після Чорнобильської аварії: тези доп. наук. конф. Київ, 1995. С. 4–6.

20. Азаров С.И., Скицько Г.А., Сорокин Г.А. Модуль расчета температуры в корпусе ядерного реактора при различных изменениях тепловыделения в активной зоне. *Промышленная теплотехника*. 2008. Т. 30. № 1. С. 67–76.

21. Bolshov L., Strizhov V. SOCRAT – The System of Codes for Realistic Analysis of Severe Accidents. Proc. of Int. Congress on Advances in Nuclear Power Plants (ICAPP'06), Reno, NV, USA, June 4–8. 2006. Paper 6439.

22. Azarov S. I., Taranovsky A. V., Sydorenko V. L. Modeling of physical-chemical processes inside the Sarcophagus. *Nuclear Power and the Environment*. 2014. № 1(3). P. 53–63.

23. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Євланов В.М., Гаврилюк М.М. Аналіз умов і механізмів формування вибухонебезпечних сумішей на ранній стадії розвитку Чорнобильської аварії. *Ядерна та радіаційна безпека*. 2016. Вип. 4. С. 39–44.
24. Baker L., Just L. Studies of metal-water reactions at high temperatures. III Experimental and theoretical of the zirconium-water reaction. ANI-6548-196. 1976. P. 20–56.
25. Brown A. F., Healen T. The kinetics of total oxygen uptake in steam oxidized zircaloy-2 in range 1272-1673K. *J. Nucl. Mater.* 1980. Vol. 88(1). P. 1–6.
26. Дорпер Г.А. Математические модели динамических пожаров. М.: Лесная промышленность, 1979. 161 с.
27. Гришин А.М., Фильков А.И. Прогноз возникновения и распространения лесных пожаров. Кемерово: "Практика", 2005. 202 с.
28. Воробьев О.Ю., Валендин Э.Н. Вероятностное множественное моделирование распространения лесных пожаров. Новосибирск: Наука, 1978. 160 с.
29. Граб М.В. Модели, методы и алгоритмы распространения лесных пожаров: дис. ... канд. техн. наук: 01.05.02. Харків, 2004. 230 с.
30. Конев Э.В. Физические основы горения растительных материалов. Новосибирск: Наука, 1977. 102 с.
31. Корнеев Д.Г. Математическое моделирование развития лесного пожара. Электронное моделирование. 1999. № 21(3). С. 84–94 с.
32. Конев Э.В. Анализ процесса распространения лесных пожаров и палов. *Теплофизика лесных пожаров*. 1984. № 6. С. 99–125 с.
33. Оценки условий и параметров развития лесных пожаров. Методические рекомендации. Ленинград: ЛенНИИЛХ, 1984. 100 с.
34. Кузнецов Г.В., Барановский Н.В. Детерминированно-вероятностный прогноз лесопожарных возгораний. *Пожаровзрывобезопасность*. 2006. № 5. С. 56–59.
35. Азаров С.И. Загрязнение атмосферы ^{137}Cs при лесных пожарах в Чернобыльской зоне. *Радиационная биология. Радиоэкология*. 1998. Т. 36. Вып. 4.

С. 474–483.

36. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Руденко О.В., Пруський А.В. Дослідження надходження ^{137}Cs в повітря при лісових пожежах в Чорнобильській зоні. *Пожежна безпека: теорія і практика*. 2011. Вип. 9. С. 5–10.

37. Азаров С.И. Методология анализа техногенноопасных объектов и территорий для управления их экологической безопасностью: дис. доктора техн. наук: 21.06.01. Киев, 2004. 323 с.

38. Азаров І.С., Сидоренко В.Л., Демків А.М., Серета Ю.П. Аналіз методів математичного моделювання екологічної безпеки. *Проблеми екологічної безпеки*: тези доп. XV міжнар. наук.-техн. конф. (Кременчук, 11–13 жовтня 2017 р.). Кременчук, 2017. С. 11.

39. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Серета Ю.П. Аналіз методів моделювання розвитку лісових пожеж, забруднених технологічними радіонуклідами. *Радіоекологія-2015*: зб. матер. наук.-прак. конф. (Київ, 24–26 квітня 2015 р.). Київ, 2015. С. 146–149.

40. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Серета Ю.П., Демків А.М., Власенко Є.А. Огляд існуючих методів досліджень радіаційних наслідків від пожеж в лісах, забруднених техногенними радіонуклідами: *Радіоекологія-2015*: зб. матер. наук.-прак. конф. (Київ, 24–26 квітня 2015 р.). Київ, 2015. С. 154–159.

41. Техногенно-екологічні наслідки Чорнобильської катастрофи: монографія / С.І. Азаров, С.А. Єременко, В.Л. Сидоренко, М.В. Білошицький, Є.А. Власенко, А.В. Пруський, В.О. Тищенко; за заг. ред. П.Б. Волянського. Київ: МПБП «Гордон», 2019. 456 с. С. 243–270.

42. Чорнобиль четверте десятиліття: монографія / О.І. Бондар, В.М. Ващенко, С.І. Азаров, В.Л. Сидоренко, Є.А. Лоза, І.Б. Кордуба, В.О. Тарасов, О.А. Улицький, В.М. Єрмаков, Ж.І. Патлашенко, О.В. Луньова. Київ: Підприємство "НАІР", 2019. 407 с. С. 153–174.

43. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Задунай О.С. Моделювання процесу тепломасообміну в сховищі відпрацьованого ядерного палива. *Вчені записки ТНУ імені В.І. Вернадського. Серія: Технічні науки*. 2018. Том 29(68). № 3, 2018.

Частина 2. С. 56–60.

44. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Задунай О.С. Аналіз сценарію важкої аварії в басейні витримки відпрацьованого ядерного палива СВЯП-1. *Техногенно-екологічна безпека*. 2018. № 4(2/2018). С. 33–40.

45. Наукові засади захисту населення і територій від наслідків лісових пожеж з радіаційно небезпечними факторами: монографія / С.І. Азаров, С.А. Єременко, В.Л. Сидоренко, О.М. Смірнова, М.В. Білошицький, Є.А. Власенко, А.В. Пруський, Ю.П. Середя; за заг. ред.. П.Б. Волянського. Київ: ТОВ "Інтердрук", 2016. 203 с. С. 56–64.

46. Мінімізація радіаційних наслідків лісових пожеж після Чорнобильської катастрофи на основі еколого-інформаційного моніторингу: монографія / О.І. Бондар, С.І. Азаров, В.М. Ващенко, В.І. Паламарчук, В.Л. Сидоренко; за заг. наук. ред. О.І. Бондаря. Херсон: Грінь Д.С., 2016. 300 с. С. 168–175.

РОЗДІЛ 4

ОЦІНЮВАННЯ РАДІАЦІЙНИХ НЕБЕЗПЕК ОБ'ЄКТА «УКРИТТЯ» ТА ЇХ ЕКОЛОГІЧНИХ НАСЛІДКІВ

ОУ включає споруди, що складаються з пошкодженого запроектною аварією 4-го енергоблоку ЧАЕС і знов зведених захисних конструкцій і огорож, що закривають викинуті з активної зони реактора відкриті джерела випромінювання сумарною активністю понад 10^{18} Бк. За статусом ОУ є зруйнований в результаті аварії 4-ий енергоблок ЧАЕС, на якому виконано першочергові заходи для зменшення наслідків аварії і продовжуються роботи з контролю його стану, ядерної, радіаційної і загальнотехнічної безпеки.

За призначенням і виконуваними функціями він є унікальною спорудою, що не має аналогів в світовій практиці, і не може бути віднесений ні до одного з відомих об'єктів в атомній промисловості, оскільки не відповідає міжнародним вимогам з ядерної, радіаційної і загальнотехнічної безпеки.

В процесі проведення кількісного аналізу безпеки ОУ необхідно оцінити повноту і достовірність вихідних даних, адекватність і точність використовуваних схем, обґрунтованість прийнятих припущень і залежність від них одержуваних рекомендацій і висновків. ОУ вважається безпечним, коли його радіаційний вплив на персонал, населення і навколишнє середовище в процесі нормальної експлуатації і під час проектних аварій не призводить до перевищення встановлених доз опромінення персоналу та населення і нормативів за викидами і скидами радіоактивної речовини в довкілля.

Під критерієм безпеки в процесі перетворення ОУ на екологічно безпечну систему мається на увазі опис сукупності показників, що дозволяють охарактеризувати його стан як «нормальний», «передаварійний», «аварійний», «критичний» або як «кризовий». Показники вказують міру, а параметри – межі інтервалів, відповідних ступенів небезпеки. Параметри прийняті або на підставі наукових, експериментальних даних, або на підставі експертних оцінок фахівців.

4.1. Оцінка впливу радіоактивних продуктів згоряння на довкілля

Доза випромінювання у разі викидів РПЗ під час пожежі в ОУ буде формуватися декількома складовими у відповідно до наступних джерел іонізуючого випромінювання (далі – ДІВ) від радіонуклідів з хмари, радіонуклідів, що випали на землю, радіонуклідів, що вдихаються з хмари, радіонуклідів, що піднімаються із землі і вдихаються з повітрям, радіонуклідів, що надходять в організм з їжею і водою [1–3]. Розрахунок поширення радіоактивного диму в навколишньому середовищі проводили для помірно стійкого стану атмосфери (категорія погоди С за класифікацією Пасквілла) без дощу за швидкості вітру 2,5 м/с за Гауссовою статистичною моделлю (див. підрозділ 3.2). Процес надходження РПЗ в організм людини під час локальної пожежі на ОУ наведено на рис. 4.1.

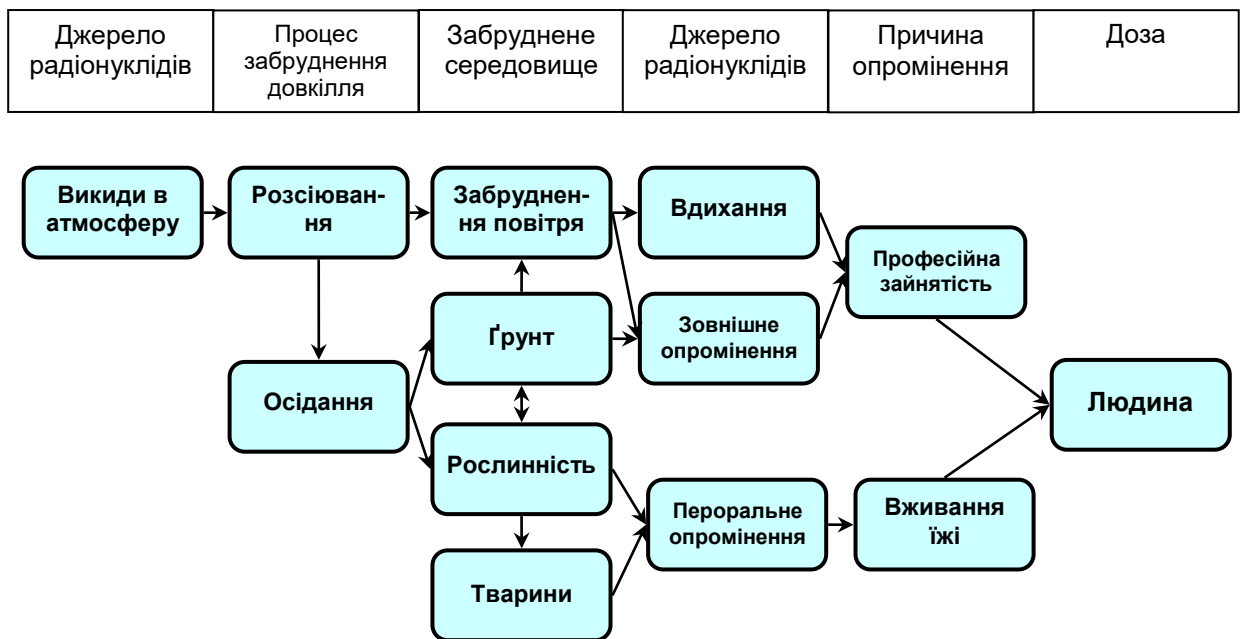


Рис. 4.1. Схема надходження РПЗ в організм людини

Ефективний час перебування людини у димовій хмарі t_e розраховувався за наступною формулою [1]:

$$t_e = \int_0^t \exp \left[-\frac{(x - ut)^2}{2\sigma_x^2} \right] dt, \quad (4.1)$$

де x – відстань до контрольного приміщення від точки викиду вздовж осі викиду;

u – швидкість вітру;

t – час, котрий пройшов після викиду;

σ_x – стандартне відхилення розподілу домішок у димовій хмарі викиду у напрямку координатної осі x . Цей коефіцієнт характеризується функцією відстані, що монотонно зростає.

Її вид і величина залежать від погодних умов:

$$\sigma_x = \frac{c_3 x}{\sqrt{1 + 0,001x}}, \quad (4.2)$$

де c_3 – константа поперечної дисперсії струменю.

Дозовий коефіцієнт зовнішнього β -опромінення ($B_{\alpha\beta}$), Зв·м³/(с·Бк), розраховувався за формулою [4]:

$$B_{\alpha\beta} = \frac{1,602 \cdot 10^{-13}}{2w\rho} \sum_i n_i E_i \left[\frac{S_m(E_i)_t}{S_m(E_i)_a} \right] k, \quad (4.3)$$

де $\rho=1,293$ – густина повітря за нормальних умов;

$S_m(E_i)_t/S_m(E_i)_a = 1,09 \pm 0,04$ – відношення тормозних здатностей β -частинок i -ої енергії у біологічній тканині і повітрі;

$k=1$ Зв/Гр – коефіцієнт якості;

$E = \sum_i n_i E_i$ – енергетичний вихід фотонів, МеВ/розп. (n_i – абсолютний вихід

у системі розпаду, фотон/розпад);

E_i – енергія i -го фотону, МеВ/фотон;

$1,602 \cdot 10^{-13}$ – енергетичний еквівалент, Дж/МеВ;

2 – коефіцієнт, що враховує 2π -геометрію опромінення людини (всередині безмежно протяжного джерела цей коефіцієнт рівний одиниці);

w – коефіцієнт, що зустрічається у більшості дозових коефіцієнтів:

$$w = 1 \frac{Дж}{Гр \cdot кг}, \quad (4.4)$$

тобто енергетичний еквівалент Грея, віднесений до маси 1 кг середовища, що опромінюється (у даному випадку повітря). Числові значення дозових коефіцієнтів $B_{\alpha, \beta}$ окремих радіонуклідів були введені в базу даних моделі. Зважуючий фактор w_T розраховувався на основі коефіцієнтів ризику r_T летальних випадків від соматичних і генетичних (у перших двох поколіннях) наслідків опромінення на 1 люд.·Зв. Коефіцієнти ризику визначали в передбачуванні лінійної залежності доза-ефект. Числові значення w_T і r_T введені у базу даних моделі для різних органів або тканин людини. Коефіцієнт корекції інгаляційної дози на внутрішні органи r_1 розраховували за формулою [5]:

$$r_1 = \left(d + \frac{0,4(100 - d)}{100V'_a} \right), \quad (4.5)$$

де d – дисперсність аерозолів;

V'_a – вираз, який апроксимує регламентовану таблицю залежності від дисперсності для аерозолів нерозчинних сполук [5]:

$$V'_a = 0,9456 - 0,00026n_1, \quad (4.6)$$

де n_1 – частка розчинних аерозолів для кожного нукліду.

Коефіцієнт корекції інгаляційної дози на легені r_2 розраховували за формулою [6]:

$$r_2 = \frac{100 - n_2 + V_b N_2}{100V_a}, \quad (4.7)$$

де n_2 – частка нерозчинних аерозолів;

V_b – вираз, що апроксимує регламентовану таблицю залежності від періоду напіврозпаду;

V_a – вираз, що апроксимує регламентовану таблицю залежності від

дисперсності для аерозолів нерозчинних сполук.

$$V_b = \frac{2 \cdot 275,80 \cdot 159,92 / \pi}{\left(159,92^2 + 4(T_{1/2} - 39,133)^2\right) + 0,1186}, \quad (4.8)$$

$$V_a = \frac{-0,1548 - 3,019}{\left(1 + \exp\left(\frac{d - 1,8693}{1,3346}\right)\right) + 3,019}, \quad (4.9)$$

де $T_{1/2}$ – період напіврозпаду нукліду.

Ефективну дозу внутрішнього опромінення, наприклад інгаляційну, визначали за формулою [7]:

$$H(E, t)_{eff} = \sum_j \beta_j I \left\{ \left[\eta + \sigma_j (1 - \eta) \right] \int_0^{t_0} C_j(t) dt + \int_{t_0}^{t_n} C_j(t) dt \right\}, \quad (4.10)$$

де β_j – коефіцієнт інгаляційної дози для j -го радіонукліду;

I – інтенсивність дихання людини без застосування засобів захисту органів дихання;

η – частина часу, протягом якого персонал перебуває у зоні впливу пожежі;

σ_j – коефіцієнт зменшення (вимивання) j -их радіоактивних частинок з димової хмари;

$C_j(t)$ – концентрація активності j -го РПЗ у повітрі на віддалі 1,7 км від поверхні землі;

j – радіонуклід у РПЗ значимий для інгаляційної дози;

t_0 – тривалість знаходження персоналу у районі пожежі;

t_n – тривалість виходу персоналу з району пожежі.

Розподіл імовірностей вихідних подій – частоти пожеж в ОУ визначали за формулою [2]:

$$f[E(Q)] = \int_0^{\tau} \int_Q f[Q(\tau)] dQ d\tau, \quad (4.11)$$

де $f[Q(\tau)]$ – частота пожеж на ОУ, що приводять до викиду РПЗ в інтервалі від $Q(\tau)$ до $Q(\tau)+dQ(\tau)$.

Значення $f[Q(\tau)]$ можна представити у вигляді:

$$f[Q(\tau)] = \mu \left[1 + \alpha \ln \left[\frac{Q(\tau)}{\bar{Q}_0} \right] \right] [Q(\tau \Delta\tau)]^{-1}, \quad (4.12)$$

Тут

$$\mu = \left[\left(\frac{2\tau}{\lambda} \right)^{1/2} - 1 \right] \left[\ln Q \left(\frac{\tau}{\bar{Q}_0} \right) \right]^{-1}, \quad (4.13)$$

де \bar{Q}_0 – вміст радіонуклідів у горючих матеріалах;

$Q(\tau)$ – сумарна активність радіонуклідів у горючих матеріалах;

$\Delta\tau$ – очікуваний період часу між двома пожежами;

λ – частота пожеж на ОУ.

Радіаційний ризик на віддалі L від місця пожежі на ОУ для персоналу визначали наступним чином [3]:

$$R(L) = \int p(E, L) f[E(Q)] dE, \quad (4.14)$$

де $p(E, L)$ – імовірність серйозного порушення здоров'я працюючих від отриманої дози опромінення;

$f(E, Q)$ – розподіл імовірностей вихідних подій – частоти пожеж на ОУ.

Імовірність серйозного порушення здоров'я працюючих від дії радіації можна представити наступним чином:

$$p(E, L) = g \left[H(E, t)_{eff} + H(E, \tau)_{ext} \right], \quad (4.15)$$

де g – коефіцієнт ризику, що характеризує імовірність виникнення соматичних і генетичних наслідків опромінення на одиницю дози;

$H(E, t)_{eff}$ – доза зовнішнього опромінення, що обумовлена вдиханням РПЗ з повітрям, яке надходить через шлунково-кишковий тракт і відкриті рани;

$H(E, \tau)_{ext}$ – доза внутрішнього опромінення, що обумовлена впливом

опромінення радіонуклідів із хмари диму і шлейфу випадіння РПЗ на поверхню.

У табл. 4.1 наведено розраховані дані про максимальну індивідуальну дозу, що отримана персоналом у результаті локальної пожежі на ОУ за різних погодних умов і на різних віддальх від місця пожежі.

Таблиця 4.1

Значення максимальних індивідуальних доз (мбер) для персоналу

| Погодні умови | Віддаль, м | | |
|---------------|----------------------|----------------------|----------------------|
| | 100 | 500 | 1000 |
| A | $3,33 \cdot 10^{-3}$ | $1,22 \cdot 10^{-4}$ | $1,41 \cdot 10^{-5}$ |
| B | $5,59 \cdot 10^{-3}$ | $3,52 \cdot 10^{-4}$ | $1,38 \cdot 10^{-4}$ |
| C | $8,44 \cdot 10^{-3}$ | $7,42 \cdot 10^{-4}$ | $1,96 \cdot 10^{-4}$ |
| D | $1,31 \cdot 10^{-2}$ | $1,69 \cdot 10^{-3}$ | $5,02 \cdot 10^{-4}$ |
| E | $2,44 \cdot 10^{-2}$ | $2,62 \cdot 10^{-3}$ | $7,43 \cdot 10^{-4}$ |
| F | $1,76 \cdot 10^{-2}$ | $6,92 \cdot 10^{-3}$ | $1,73 \cdot 10^{-3}$ |
| G | $2,14 \cdot 10^{-1}$ | $1,13 \cdot 10^{-2}$ | $4,40 \cdot 10^{-3}$ |

У табл. 4.2 наведено розраховані дані про максимальний індивідуальний ризик (1/рік) для персоналу, що знаходиться у зоні впливу РПЗ за різних погодних умов і на різних віддальх від місця локальної пожежі на ОУ.

Таблиця 4.2

Максимальний індивідуальний ризик (1/рік) для персоналу

| Погодні умови | Віддаль, м | | |
|---------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|
| | 100 | 500 | 1000 |
| A | $1,00 \cdot 10^{-11}$ | $3,66 \cdot 10^{-13}$ | $4,45 \cdot 10^{-14}$ |
| B | $3,27 \cdot 10^{-11}$ | $1,96 \cdot 10^{-12}$ | $8,05 \cdot 10^{-13}$ |
| C | $1,52 \cdot 10^{-11}$ | $1,27 \cdot 10^{-12}$ | $3,53 \cdot 10^{-13}$ |
| D | $4,47 \cdot 10^{-11}$ | $5,44 \cdot 10^{-12}$ | $1,70 \cdot 10^{-12}$ |
| E | $4,40 \cdot 10^{-11}$ | $4,50 \cdot 10^{-12}$ | $1,34 \cdot 10^{-12}$ |
| F | $7,93 \cdot 10^{-11}$ | $3,00 \cdot 10^{-11}$ | $7,80 \cdot 10^{-12}$ |
| G | $3,86 \cdot 10^{-10}$ | $1,94 \cdot 10^{-10}$ | $7,92 \cdot 10^{-11}$ |

Отримані результати (див. табл. 4.1, 4.2) показують, що максимальна доза не перевищує 50 мЗв, а розмір ризику $5 \cdot 10^{-5}$ рік⁻¹ під час локальної пожежі в ОУ. Доза опромінення у разі об'ємної пожежі в ОУ з можливим обваленням захисної покрівлі буде визначатися сумісною дією на персонал РПЗ і радіоактивного пилу.

У табл. 4.3 наведено дані про частку окремих радіонуклідів у радіоактивної навантаги під час інгаляційного надходження РПЗ і радіоактивного пилю.

Таблиця 4.3

Частка окремих радіонуклідів у радіоактивному навантаженні під час інгаляції (вторинне опромінення)

| Радіонуклід | Частка, (%) |
|-------------------|-------------|
| ^{241}Am | 32,8 |
| ^{240}Pu | 24,2 |
| ^{238}Pu | 18,5 |
| ^{239}Pu | 17,4 |
| ^{90}Sr | 6,7 |

На рис. 4.2 наведено порівняння розрахованих ефективних доз опромінення інгаляцією під час погодних умов А, С, і F у залежності від віддалі від місця радіаційної аварії.

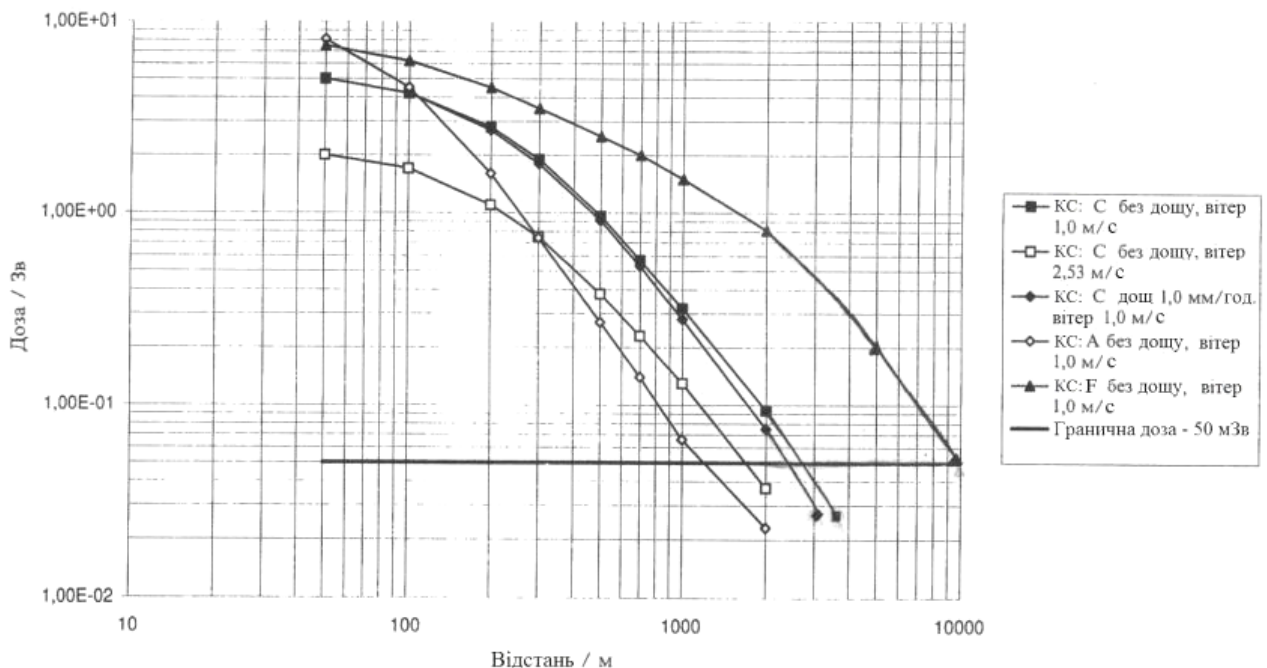


Рис. 4.2. Ефективна інгаляційна доза опромінення

З рис. 4.2 видно, що на невеликій віддалі (50–100) м спостерігається найбільші значення внаслідок інгаляційного опромінення для категорії погоди А і F. Найбільш різке зниження дози спостерігається по мірі віддалення для категорії погоди А, а найменше – у разі категорії погоди F. Для погоди категорії С дози за

швидкості вітру 1 м/с трохи підвищені на великих віддальх ніж за тих же умов з дощем.

На рис. 4.3 показано порівняння розрахованих доз опромінення критичних органів людини для категорії погоди С без дощу за швидкості вітру 2,53 м/с. Установлено, що на віддаленні 50 м від місця радіоактивної аварії інгаляційна доза перевищує 2,0 Зв, за якої можливі летальні наслідки. На віддалі більшу 1800 м ефективна доза зменшується до граничних значень 50 мЗв для персоналу категорії А.

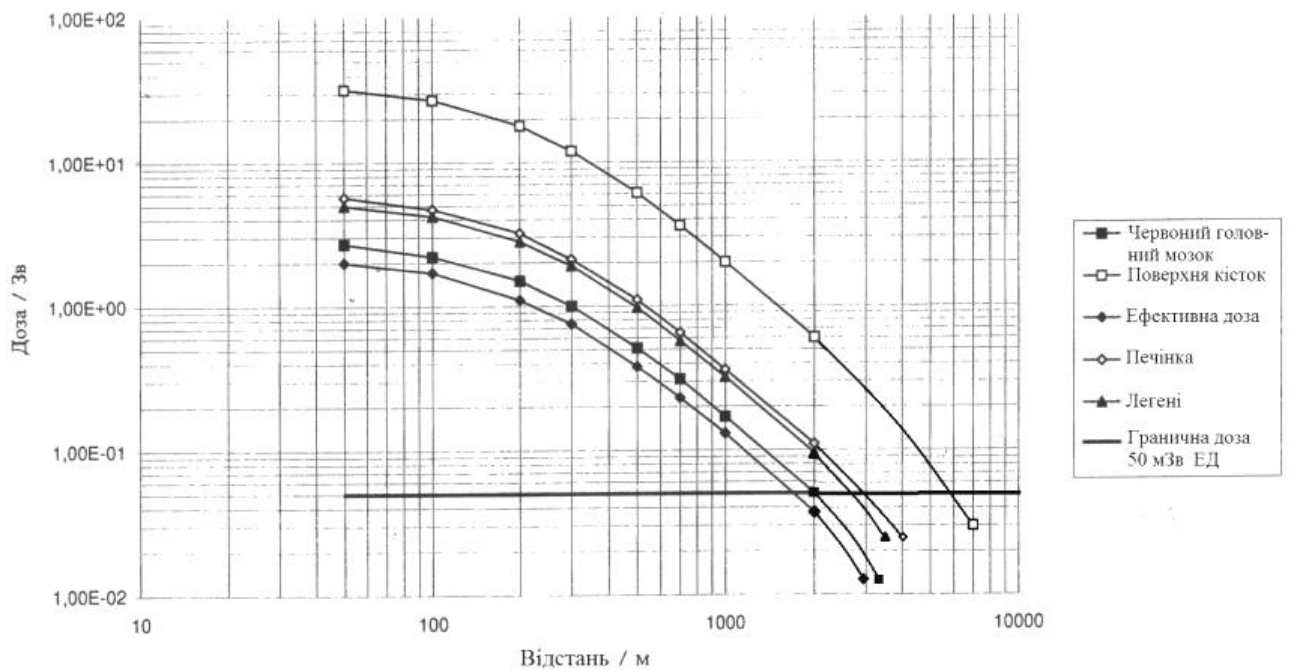


Рис. 4.3. Інгаляційна доза опромінення критичних органів

У табл. 4.4 наведено окремі радіонукліди у радіаційному навантаженні на персонал, частки яких випали на ґрунт.

Таблиця 4.4

Частки окремих радіонуклідів у радіаційному навантаженні забрудненого ґрунту (зовнішнє опромінення)

| Радіонуклід | Частка (%) |
|-------------------|------------|
| ^{137}Cs | 89,6 |
| ^{134}Cs | 9,7 |
| ^{106}Ru | 0,5 |
| ^{144}Ce | 0,1 |

На рис. 4.4 наведено порівняння розрахованих ефективних доз для радіації від ґрунту за різних погодних умов. Значні відмінності наведених на рис. 4.4 даних від даних на рис. 4.2 є порівняно низькі значення доз опромінення і різке падіння дози по мірі віддалення від джерела викиду для стійкої погоди F. Це пояснюється тим, що величина опромінення від радіоактивного забруднення ґрунту у порівнянні з інгаляційним надходженням РПЗ і пилу вносить вклад аерозольні частинки з більшим d_c , що осідають поблизу місця радіоактивної аварії.

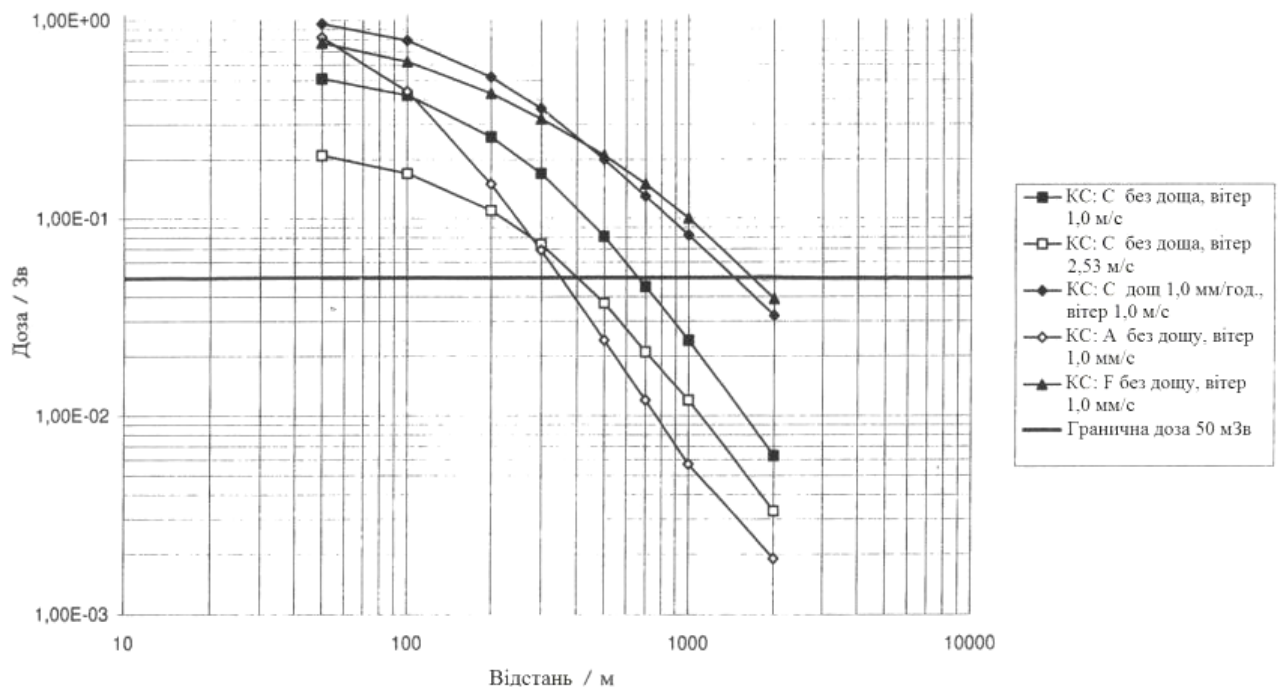


Рис. 4.4. Ефективна доза опромінення від ґрунту

На рис. 4.5 показана ефективна доза зовнішнього опромінення від ґрунту на відстані 500 м у залежності від часу експозиції за різної інтенсивності дощу (ефект вимивання РПЗ і пилу з димової хмари).

У табл. 4.5 наведені результати розрахунку індивідуального ризику, що очікується від радіації для персоналу ЧАЕС, який знаходиться на шлейфі димової хмари на різних відстанях від місця радіаційної аварії.

Таблиця 4.5

Індивідуальний ризик, що очікується від радіації для персоналу
під час об'ємної пожежі в ОУ

| Параметр | Віддаль від місця пожежі, м | | | | | |
|------------------------------------|-----------------------------|------|-----|-----|-----|------|
| | 150 | 250 | 350 | 450 | 550 | 650 |
| $r \cdot 10^{-4}, \text{рік}^{-1}$ | 27,1 | 13,4 | 9,6 | 2,8 | 1,4 | 0,12 |

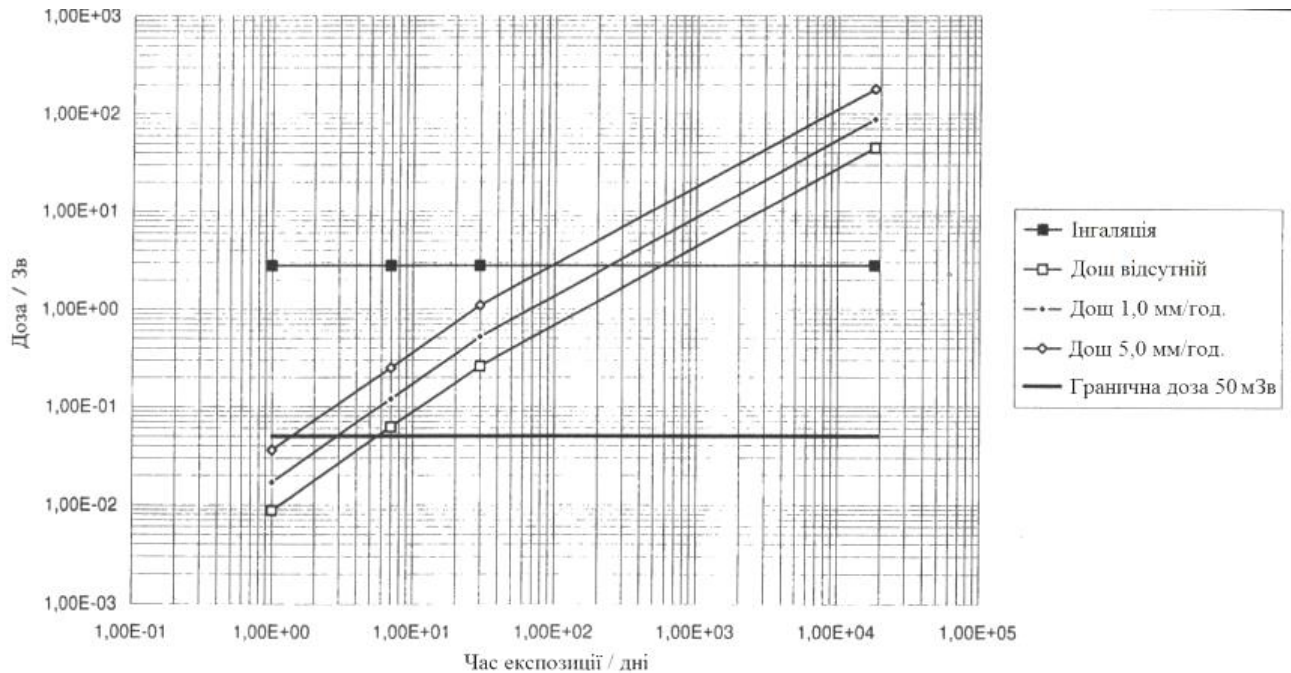


Рис. 4.5. Ефективна доза зовнішнього опромінення від ґрунту на віддалі 500 м у залежності від погодних умов і інтенсивності дощу

З табл. 4.5 видно, що на віддалі ($150 < L < 300$) м від осередку об'ємної пожежі межа індивідуального радіаційного ризику складає $(1,0-2,7) \cdot 10^{-3}$, що перевищує межу індивідуального ризику для персоналу категорії А – (10^{-3}). На віддалі ($400 < L < 600$) м межа індивідуального радіаційного ризику складає значення $3 \cdot 10^{-4}$, що не перевищує величину допустимого ризику, а на віддалі 700 м – межа індивідуального ризику не перевищує рівень, яким можна нехтувати (10^{-5}) для персоналу категорії А.

4.2. Оцінка радіаційного ризику під час гасіння пожежі на об'єкті «Укриття»

Нині в Україні немає діючої методики з розрахунку радіаційного ризику.

Така методика може бути розроблена, враховуючи міжнародний досвід з оцінки екологічного ризику. Вона необхідна для вирішення завдань щодо оцінки та аналізу впливу техногенних факторів на довкілля внаслідок аварії або аварійних викидів на об'єктах підвищеної екологічної небезпеки. В цьому разі слід мати на увазі, що екологічний ризик – це ймовірність виникнення негативних наслідків від шкідливих впливів на НПС.

З кінця двадцятого століття поняття «ризик» став предметом міждисциплінарних наукових досліджень. Нині цей термін має статус загальнонаукового поняття, що виходить за межі тієї чи іншої окремої науки.

Концепція ризику включає два елементи – оцінку ризику і управління ризиком. Оцінка ризику – науковий аналіз генезису і масштабів ризику в конкретній ситуації, тоді як управління ризиком – аналіз ризикової ситуації і розробка рішення, направленою на мінімізацію ризику. Ризик для здоров'я екосистеми та людини, пов'язаний із забрудненням довкілля, виникає за наступних необхідних і достатніх умов:

- існування джерела ризику (токсичних речовин в довкілля, продуктах харчування або технологічні процеси і підприємства по випуску продукції, що містить такі речовини тощо);
- присутність даного джерела ризику у визначеній шкідливій для здоров'я організму або людини дозі або концентрації;
- схильність організму до реакції на дію згаданої дози токсичної речовини.

Перераховані умови утворюють в сукупності реальну загрозу або небезпеку для здоров'я людини. Така структуризація самого ризику дозволяє виділити основні елементи (або етапи) процедури оцінки ризику такі як ідентифікація небезпеки, оцінка експозиції, оцінка залежності «доза-відповідь», характеристика ризику. Ще одна важлива обставина, що потрібно врахувати, – це специфіка довкілля і місцевого населення, яка підпадає під негативний вплив. Труднощі і складнощі також полягають в отриманні достовірних і точних статистичних даних щодо забруднення території, необхідних для розрахунку моделей. Необхідні вихідні умови для створення моделей «доза-відгук» можна отримати на

основі результатів біотестування, яке відображає характер негативного впливу шкідливих речовин на людину. Отже, необхідно досконаліше і ретельніше вивчити методики оцінки екологічного ризику, оцінити можливість збору реальних даних щодо забруднення довкілля та обрати методику із застосуванням якомога простішої й інформативнішої математичної моделі.

Першочергове значення має система законодавчих економічних заходів, що повинні забезпечувати екологічну орієнтацію процесу зняття з експлуатації ЧАЕС, зацікавленість і відповідальність всіх певних структур у дотриманні екологічних нормативів для чого необхідна методика обчислення комплексного екологічного збитку, що наноситься аваріями на ОУ. Представлена на рис. 4.6 розроблена структура методики аналізу ризику.

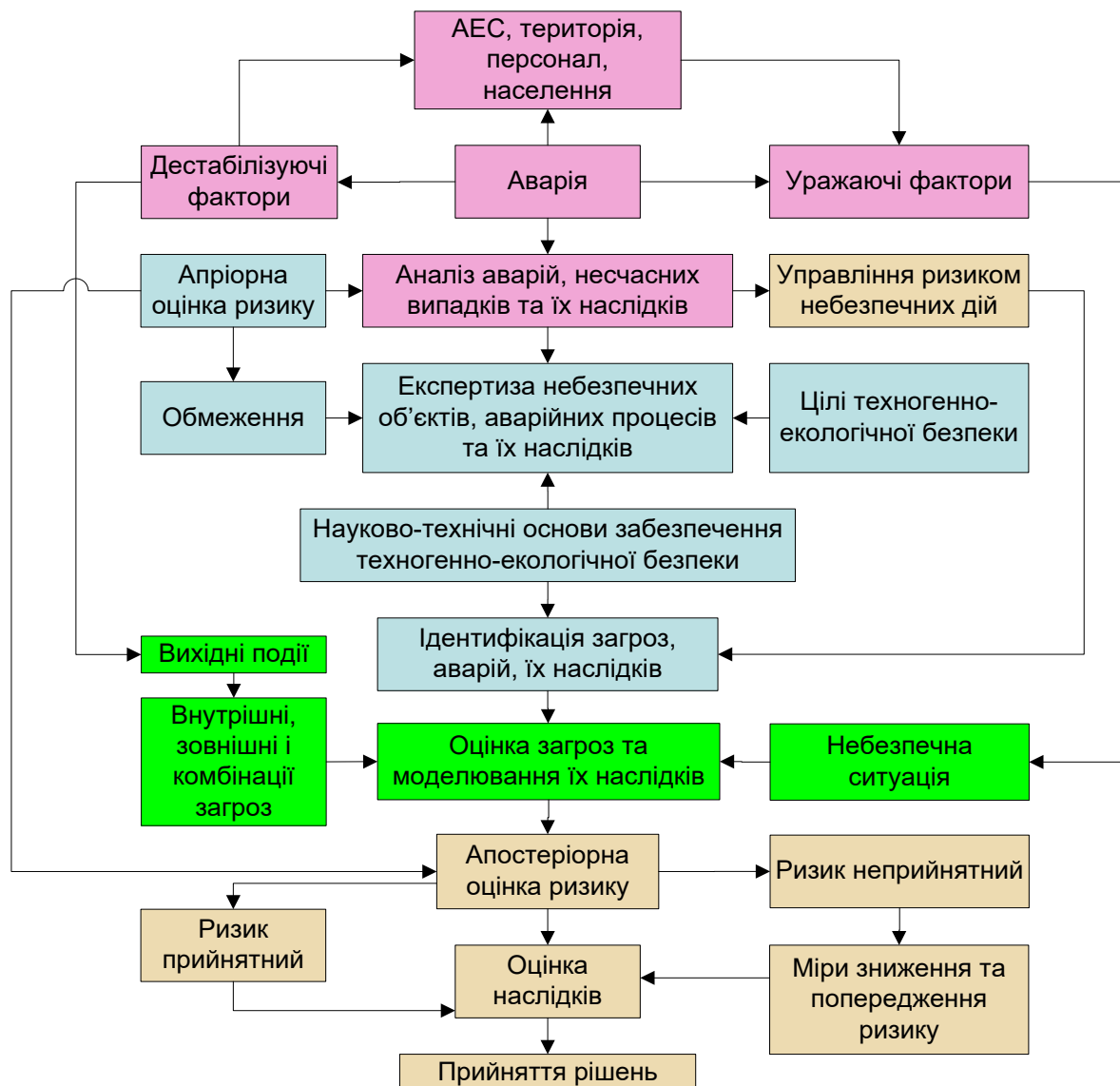


Рис. 4.6. Схема методики аналізу ризику під час аварій на РНО

Її засновано на математичному апараті для аналізу впливу різних чинників небезпеки на персонал об'єкта і рятувальних служб, а також дослідження альтернатив, що дозволяють давати прогнозу оцінку стану безпеки в тих або інших умовах, обґрунтовувати і доводити її достовірність на науковому рівні. В основу представленої методики було закладено вибір раціонального набору критеріїв безпеки залежно від типу РНО, захисних бар'єрів, від масштабу аналізу (локальний, системний, регіональний, глобальний), а також від форми процедури аналізу і його періодичності.

Особливою вимогою ефективності і результативності аналізу є застосування адекватних критеріїв охорони праці, безпеки праці та техніки безпеки, що є відповідною системою чинників, параметрів і показників. Під час проведення аналізу використовувалися існуючі методи фізики, математики і комп'ютерного моделювання, а також порівняльний аналіз і систематичність спостережень (створення спеціалізованої інформаційної бази даних), узгодженість нормативного, правового, методичного, технічного, програмного і базового забезпечення. Основним елементом даної методики є апіорно-апостеріорний аналіз ризику. Апіорний аналіз ризику базується на розгляді найпростішого потоку відмов, що призводять до аварій, математичною моделлю якого є модель «слабкої ланки» – некерованість вказує на надійність від відмов одного елементу або декількох бар'єрів безпеки об'єкта. Апостеріорний аналіз ризику – оцінка безпеки, яка є констатуючими розрахунками, що обумовлена обробкою результатів відмов у пристроях бар'єрів безпеки об'єкта у процесі нормальної експлуатації та аварійних процесах.

Методика оцінки збитку від аварії на ОУ має тривірневу структуру: аналіз ризиків, попередня кількісна оцінка ризиків, детальна кількісна оцінка ризиків. Кожний з трьох рівнів оцінок ризику включає наступні компоненти:

- 1) характеристика подій небезпек, причин, джерел і дій виникнення уражаючих факторів і розвитку аварій;
- 2) оцінка дії небезпечних і шкідливих чинників на організм людини і навколишнє середовище;

3) ідентифікація техногенно-екологічних загроз;

4) характеристика і ранжирування ризиків (оцінка їх імовірності і розмірів).

Для аналізу і управління ризиком була розроблена блок-схема управління ризиком на рис. 4.7.

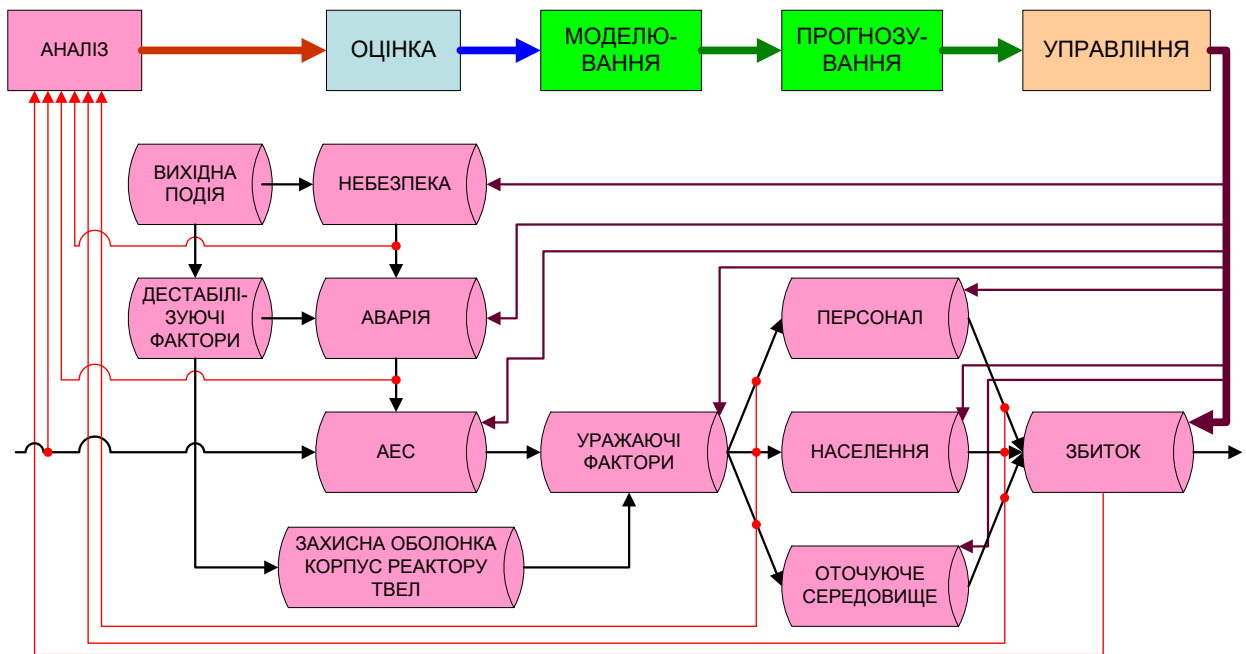


Рис. 4.7. Блок-схема аналізу та управління ризиком з оцінки збитків

Перед початком моделювання аварійних процесів на ОУ випрацьовували детальний опис хронології розвитку процесу аварії:

- характер проходження і визначення його ступеня;
- категорія процесу і характер нестандартності;
- об'єм і ступінь повноти інформативності про аварію;
- закономірність розповсюдження фізичних, хімічних, теплових, структурних, функціональних і інформаційних параметрів залежно від часу.

Моделювання аварійних процесів проводилося у декілька етапів:

- аналізувались потенційні джерела і експлуатаційний стан об'єкту;
- визначались умови і стан джерел небезпеки і параметри, що їх характеризують (ступінь пошкодження конструкцій і устаткування, наявність дестабілізуючих, уражаючих чинників, величина небезпечних і шкідливих викидів у навколишнє середовище і т.д.).

Для моделювання умовної ймовірності ураження працівника будемо застосовувати ймовірнісний (стохастичний) метод, що дозволяє оцінити ймовірність виникнення небезпечного випадку та ймовірність розвитку різних варіантів небезпечних ситуацій. Небезпечні ситуації відрізняються ймовірною частотою виникнення, важкістю і ступенем небезпеки для рятівника внаслідок конкретного типу аварії, інтервалом часу від виникнення небезпечної обстановки до отримання травми, а також імовірності отримання нещасного випадку або смертельної травми. Ризик ураження повинен визначатися наступними критеріями: максимально допустимий ризик (граничний рівень), прийнятний ризик (допустимий рівень), знехтуваний ризик.

Виникнення пожежі або вибуху на ОУ є наслідком розвитку ланцюга передумов, ініціаторами і складовими частинами якого можуть бути помилкові дії персоналу, несправності та відмови технологічного обладнання, систем контролю та захисту, а також нерозрахункові впливи.

Параметрами радіоактивної аерозолі, що вдихається та визначає величину початкового відкладення в дихальній системі людини, є фізичний розмір легких радіоактивних частинок і статика їх розподілів за діаметром, питома густина частинок, (фактор-форми) легких частинок, емпірична величина, що коригує відкладення, у порівнянні з розрахованою для частинок сферичної форми, характер розподілу активності за обсягом частинок (рівномірне об'ємне, поверхневе, випадкове нерегулярне), статистична функція, що зв'язує розподіл частинок за розмірами і за активністю, змочуваність (гігроскопічність) матеріалу легких частинок тощо. Основними параметрами, що характеризують умови потрапляння легких радіоактивних частинок в організм людини, є розподіл фізичного навантаження протягом робочого часу, характер фізичного навантаження, частота та інтенсивність дихання, тип дихання (нормальне чи ротове), функціональний обсяг дихальної системи, обсяг мертвого простору відділів дихальної системи, фактори, що модифікують референтні параметри дихальної системи. Дозу внутрішнього опромінення у разі інгаляційного потрапляння в організм радіоактивних частинок, що знаходяться в продуктах

згоряння можна визначити за формулою [7]:

$$H^{inhal} = \omega \sum_i P_i^c C_i^{inhal} t, \quad (4.16)$$

де ω - темп дихання людини, що залежить від тяжкості виконання робіт;

C_i^{inhal} - концентрація i -го радіонукліда в продуктах згоряння;

P_i^c - доза на одиницю надходження активності інгаляційним шляхом, що зумовлена i -м радіонуклідом.

Аналізувалися два випадки пожежі, що відбулися в ОУ в прим. 402/3 (23.05.1986) та прим. 805/3 (14.01.1993) [8]. Параметри радіоактивного забруднення приміщень представлено в табл. 4.5.

Таблиця 4.5

Параметри радіоактивного забруднення приміщень

| Параметр | Приміщення 402/3, позн. 12.50 | Приміщення 805/3, позн. 31.50 |
|---|----------------------------------|----------------------------------|
| Поверхнєве α -забруднення, $1/(\text{см}^2 \cdot \text{хв})$ | 150–300 | 10–20 |
| Поверхнєве β -забруднення, $1/(\text{см}^2 \cdot \text{хв})$ | 200–20000 | 100–15000 |
| Потужність експозиційної дози, Р/год | 3200–4800 | 800–1200 |

З даних, наведених у табл. 4.5, видно, що для випадку пожежі в прим. 402/3 перевищення ліміту дози для шкіри є в 1,3 рази, кисті та стопи - в 1,2 рази, для кришталіків очей - в 1,7 рази. Продукти горіння можуть надходити в організм людини під час вдихання (інгаляційно), через шлунково-кишковий тракт (перорально) і відкриті рани (контактно). Вони можуть накопичуватися і зазнавати біотрансформацію. Рівень впливу радіонуклідів визначається віком, наявністю захворювань, станом захисних систем організму тощо. Структуру узагальненої дозиметричної моделі наведено на рис. 4.8. Для пожежників, що беруть участь у роботах з локалізації та ліквідації пожежі під час індивідуального моніторингу доз інгаляційного опромінювання необхідно знати рівні початкового відкладення радіоактивних летких частинок з використанням референтного розподілу фізичного навантаження і параметрів референтної людини, а також характеристик інгалюючих радіоактивних аерозолів.

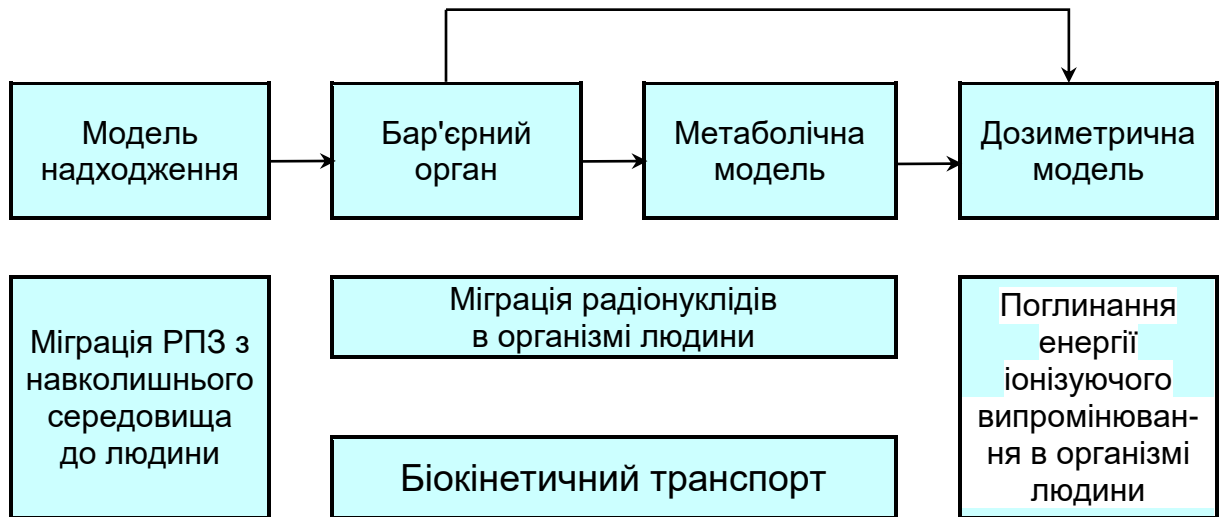


Рис. 4.8. Структура узагальненої дозиметричної моделі людини

Вираз для розрахунку дози внутрішнього опромінювання за рахунок інгаляційного надходження радіонуклідів у організм без застосування засобів індивідуального захисту [7]:

$$E^{inhal} = w t \sum_i \sum_j e_{\tau}^{i,j} \frac{C_{eq}^{\Sigma} P_{eq}^{i,j}}{100}, \quad (4.17)$$

де w - темп дихання людини;

t - час перебування персоналу в аварійній зоні;

$e_{\tau}^{i,j}$ - доза на одиницю надходження активності інгаляційним шляхом, зумовлена i -м радіонуклідом j -го типу поглинання організмом;

C_{eq}^{Σ} – концентрація суміші радіонуклідів у повітрі;

$P_{eq}^{i,j}$ – процентний вміст i -го нукліда j -го типу в повітрі.

Враховуючи величезну сумарну поверхню легенів, дотичну з навколишнім середовищем (понад 50 m^2), рясне кровопостачання і малу товщину $\sim 0,5$ мкм альвеолярно-капілярного бар'єра, а також слабо виражену здатність до виведення токсичних продуктів горіння, що надійшли в легені, можна зробити висновок, що інгаляційний шлях надходження є одним з найбільш небезпечних для здоров'я. Швидкість надходження радіонукліда до органів дихання залежить від їх

концентрації дисперсності леткої золи, параметрів референтної людини за різних типах дихання і рівнях фізичного навантаження. У загальному випадку зв'язок цих величин можна описати виразом [7]:

$$w = \int_t \int_{D_a} V_v(t) C(D_a, t) dD_a dt, \quad (4.18)$$

де V_v – об'єм повітря, що вдихає людина за період t ;

$C(D_a, t)$ - концентрація радіонуклідів, відповідна дисперсності в повітрі, що вдихає людина;

D_a - аеродинамічний діаметр радіоактивної леткої золи.

Інгаляційні дозові коефіцієнти для радіонуклідів ^{137}Cs , ^{90}Sr і ТУЕ обчислювалися за програмою ІМВА, що розроблено NRPB [4]. Програма реалізує дозиметричну модель для респіраторного тракту людини [4], системні біокінетичні моделі, описані в [5] і використовує публікації [6]. Потужності ефективних інгаляційних доз було обчислено за наведеною на рис. 4.7 моделлю. Сумарний дозовий коефіцієнт від інгаляційного надходження було знайдено за основними розрахунковими схемами і результати представлено в табл. 4.6.

Таблиця 4.6

Сумарні дозові коефіцієнти від інгаляційного надходження в організм людини

| Розрахункова схема | E^{inhol} , мкЗв/Бк | Джерело |
|--------------------------------------|-----------------------|---------|
| Двокомпонентний розподіл, клас S | 0,43 | [9] |
| АМАД, СГВ, клас S | 0,30 | [10] |
| - $d_m = 0,5$ мкм, $\sigma_g = 2,45$ | | |
| - $d_m = 1,0$ мкм, $\sigma_g = 2,48$ | 0,26 | [10] |
| - $d_m = 5,0$ мкм, $\sigma_g = 2,5$ | 0,15 | [10] |
| АМАД, СГВ | 4,2 | [11] |
| - $d_m = 1,0$ мкм, $\sigma_g = 2,5$ | | |

Примітки. АМАД – активний медіанний аеродинамічний діаметр аерозолів (d_m);

СГВ – стандартне геометричне відхилення (σ_g).

Для формалізації та алгоритмізації процесів надходження радіонуклідів у організм людини останній уявляють у вигляді складної пробної та функціонально гетерогенної системи, що описувалась так званою камерною моделлю (рис. 4.9):

- модель інгаляційного надходження радіоактивних речовин (одноразове і

багатократне надходження);

- камерна модель респіраторного тракту і радіоактивних речовин в організмі людини;

- камерна модель відкладення радіоактивних речовин в різних органах і тканинах людини;

- модель виведення радіоактивних речовин, що відклалися в дихальних шляхах: всмоктування в кров, в шлунково-кишковий тракт через глотку, в регіональні лімфатичні канали і в повітря (кашель і носові виділення).

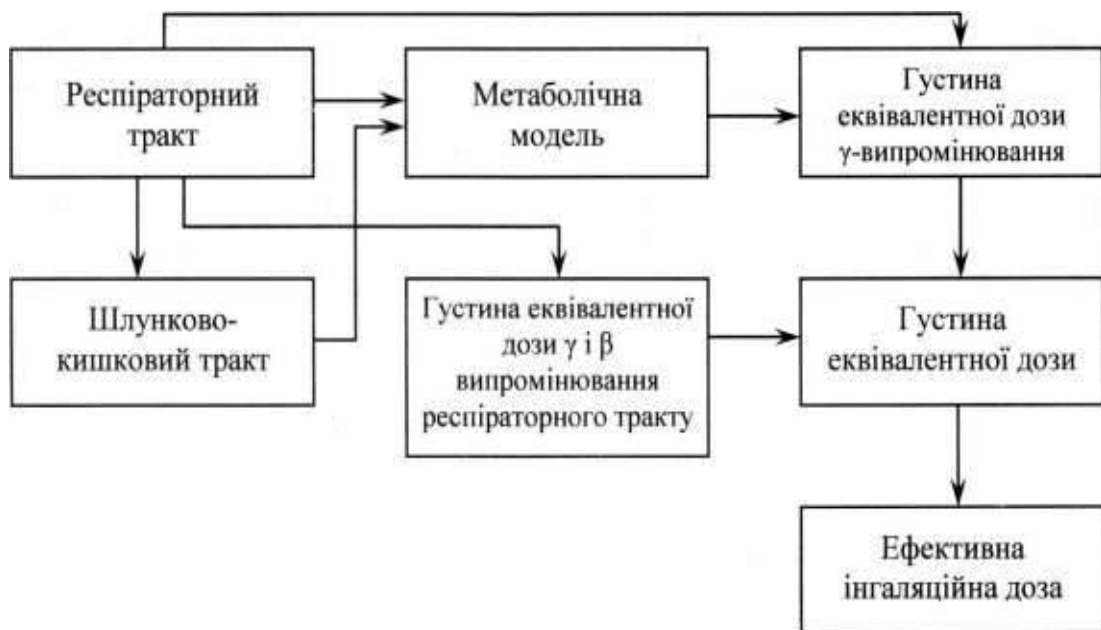


Рис. 4.9. Блок-схема розрахунку доз внутрішнього опромінення людини за рахунок інгаляційного надходження радіонуклідів у організм

Дози внутрішнього опромінювання визначалися за рахунок інгаляційного надходження радіонуклідів у організм людини. Густина частинок РПЗ приймалася рівною $0,32 \text{ кг/м}^3$, коефіцієнт форми – 1,5, швидкість дихання людини – $1,2 \text{ м}^3/\text{год}$. Передбачалося, що частка радіоактивної речовини, спочатку відкладеної в легенях, переноситься в шлунково-кишковий тракт. Відповідні величини для обліку перенесення з шлунково-кишкового тракту в плазму крові було прийнято рівними 0,1 для ^{137}Cs і ^{90}Sr , 10^{-5} для $^{239+240}\text{Pu}$.

Константи вилуговування для повільних компонентів швидкої розчинності

медіани величини S_s були наступними: ^{137}Cs - $3,8 \cdot 10^{-3}$ 1/доба (тип М); ^{90}Sr - $1,2 \cdot 10^{-3}$ 1/доба (тип М); $^{239+240}\text{Pu}$ - $8,9 \cdot 10^{-5}$ 1/сутки (тип S); ^{241}Am - $1,4 \cdot 10^{-4}$ 1/сутки (тип S).

На рис. 4.10 представлено експериментально вимірний розподіл густини ймовірності за розмірами летких радіоактивних частинок для ^{137}Cs , ^{90}Sr і $^{239+240}\text{Pu}$, що було оцінено у висхідному потоці РПЗ під час пожежі усередині приміщень 402/3 і 805/3.

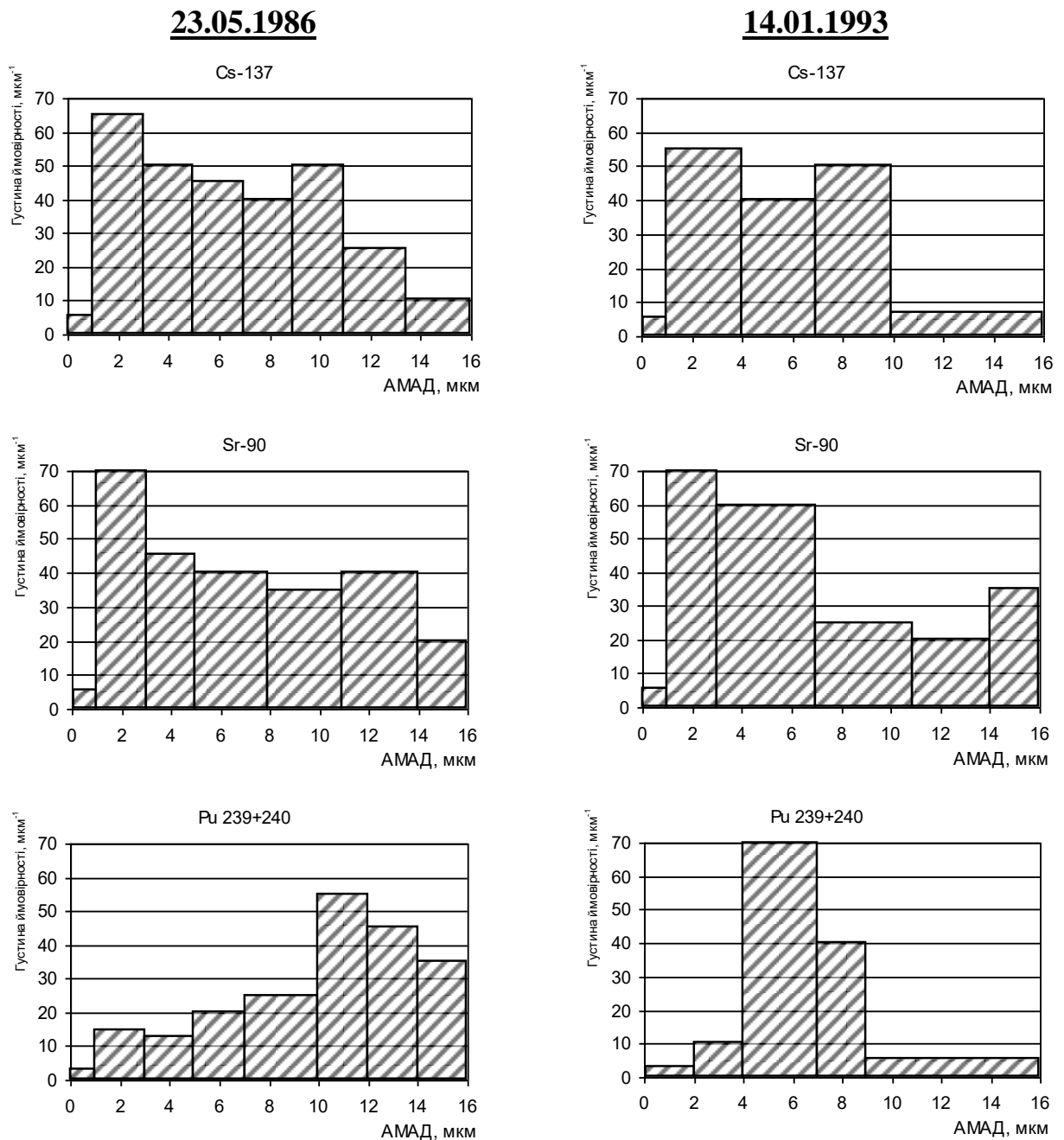


Рис. 4.10. Розподіл густини ймовірності ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$ за розміром РПЗ у висхідному потоці в приміщеннях 402/3 (23.05.1986) та 805/35 (14.01.1993) під час пожеж в ОУ

З рис. 4.10 видно, що функції у розподілі РПЗ були широкими і мали два максимуми для грубо- і тонкодисперсного аерозолю. Обчислені розподіли аерозольних летких частинок у РПЗ в умовах реальних пожеж на ОУ за розмірами апроксимували логнормальним розподілом вигляду [12]:

$$\frac{dn}{d \lg R_a} = \frac{n_g}{\sqrt{2\pi \lg \sigma_g}} \exp \frac{(\lg R_a - \lg R_0)}{2 \lg^2 \sigma_g}, \quad (4.19)$$

де n_g – інтегральна концентрація летких частинок;

R_a – аеродинамічний радіус летких частинок;

R_0 – середньгеометричний радіус летких частинок.

Аеродинамічний радіус летких частинок, пов'язаний з лінійним радіусом і їх густиною співвідношенням [12]:

$$R_a = R_0 \sqrt{\xi X \frac{\rho}{\rho_0}}, \quad (4.20)$$

де ξ - поправка Каннінгема, що враховує характер руху газу за $R_0 \ll 1$;

ρ - густина частинок;

X - поправка, що враховує відхилення форми частинки від сферичної.

Тут
$$\xi = 1 + 0,8 + \frac{L_0}{R_0}, \quad (4.21)$$

де L_0 – довжина вільного пробігу молекул газу.

Поверхневий розподіл летких частинок описували виразом [12]:

$$\frac{dF}{d(\lg R_a)} = 4\pi R_a^2 \frac{d_n}{d(\lg R_a)}. \quad (4.22)$$

За дисперсним складом радіоактивні леткі частинки розподілялися таким чином: аерозолі з АМАД <1 мкм – 1%, (1–15) мкм – 95%, >15 мкм – 4%. У табл. 4.7 наведено основні параметри розподілів, одержаних 23.05.1986 і 14.01.1993, в узагальненому вигляді.

Таблиця 4.7

Середньозважені параметри частинок РПЗ,
отримані з функцій розподілу об'ємної активності за розміром
частинок під час пожеж усередині приміщень 402/3 і 805/3

| Радіонукліди | Об'ємна активність, Бк/м ³ | АМАД, d_m , мкм | СГВ, σ_g | Концентрація радіонуклідів, Бк/м ³ [11] |
|-----------------------|---------------------------------------|-------------------|-----------------|--|
| Приміщення 402/3 | | | | |
| ¹³⁷ Cs | 67,9 | 4,8 | 1,8 | 60 |
| ⁹⁰ Sr | 14,4 | 1,3 | 2,7 | 10 |
| ²³⁹⁺²⁴⁰ Pu | 0,12 | 0,9 | 4,6 | $3 \cdot 10^{-2}$ |
| Приміщення 805/3 | | | | |
| ¹³⁷ Cs | 18,5 | 5,1 | 1,2 | — |
| ⁹⁰ Sr | 4,8 | 0,6 | 2,3 | — |
| ²³⁹⁺²⁴⁰ Pu | 0,03 | 0,7 | 3,5 | — |

З даних, наведених у табл. 4.7, показано, що АМАД та СГВ не виявили значних змін щодо об'ємної активності радіонуклідів. Обчислені значення потужності ефективних інгаляційних доз для двох періодів спостережень в ОУ наведено в табл. 4.8.

Таблиця 4.8

Середньозважені потужності ефективних інгаляційних доз,
обчислених за даними табл. 4.7

| Період пожежі в ОУ | Середня потужність ефективної інгаляційної дози, мЗв/год | | | |
|-------------------------|--|------------------|-----------------------|----------|
| | ¹³⁷ Cs | ⁹⁰ Sr | ²³⁹⁺²⁴⁰ Pu | Загальна |
| 23.05.1986, прим. 402/3 | 0,027 | 0,053 | 0,259 | 0,339 |
| 14.01.1993, прим. 805/3 | 0,018 | 0,042 | 0,04 | 0,1 |

Порівнюючи розраховані загальні інгаляційні дози (див. табл. 4.8) з нормативною річною індивідуальною ефективною дозою внутрішнього опромінення для пожежних, що повинна бути менше 3,0 мЗв, бачимо, що під час гасіння пожежі в прим. 402/3 за 10 год пожежні отримують допустиму дозу, а під час гасіння в прим. 805/3 отримання доз співрозмірне з допустимими рівнями добового навантаження.

На сьогодні характер сумарного біологічного ефекту від спільних дій

декількох небезпечних і шкідливих чинників аварії вивчено недостатньо. Існуючі дані експериментальних досліджень про токсичні та радіаційні уражаючі фактори є фрагментарними, часто суперечливими, в яких не встановлено динаміку і дозові залежності ефектів, не запропоновано прийнятні науковообґрунтовані механізми їх формування та оцінку ризику ураження.

Ризик захворіти серед пожежників, що брали участь у гасінні пожеж в прим. 402/3 і 805/3, від зовнішнього опромінення у разі впливу хмари РПЗ і випромінювання від радіоактивних випадінь на поверхню приміщень розраховували для стандартної дорослої людини без засобів захисту від іонізуючого випромінювання, за методикою, викладеною в роботі [13], за формулою:

$$R^{\text{int}} = \int_0^t K_i^{\text{int}} H_i^{\text{int}}(t) dt, \quad (4.23)$$

де K_i^{int} - коефіцієнт ризику захворіти від i -го радіонукліда;

$H_i^{\text{int}}(t)$ - еквівалентна доза зовнішнього опромінення пожежного i -им радіонуклідом в момент часу t .

Результати вимірювання γ -спектрометром радіонуклідного складу легких частинок, що знаходяться в РПЗ, і затриманих респіраторними фільтрами (за методикою [4–6]), наведено в табл. 4.9.

Таблиця 4.9

Активність зольних частинок, що містяться в РПЗ, Бк/м³

| Параметр | Радіонуклід | | | | | | |
|--|------------------|-------------------|--------------------|--------------------|--------------------|-------------------|--------------------|
| | ⁹⁰ Sr | ¹³⁷ Cs | ²³⁸ Pu | ²³⁹ Pu | ²⁴⁰ Pu | ²⁴¹ Pu | ²⁴¹ Am |
| Активність частинок | 8,6 | 430,8 | 6·10 ⁻² | 8·10 ⁻² | 9·10 ⁻² | 0,38 | 10 ⁻² |
| Допустима концентрація радіонуклідів у повітрі робочого приміщення | 10 | 60 | 3·10 ⁻² | 3·10 ⁻² | 3·10 ⁻² | 1,0 | 3·10 ⁻² |

У табл. 4.10 представлено розраховані дані про ризик захворіти для пожежних від зовнішнього опромінення різними радіонуклідами під час гасіння пожеж на об'єкті.

Таблиця 4.10

Розраховані значення ризику захворіти для пожежних від зовнішнього опромінення різними радіонуклідами під час гасіння пожеж в ОУ

| Нуклід | Ризик захворіти | | | |
|----------------------|----------------------|--|----------------------|--|
| | Пожежа в прим. 402/3 | | Пожежа в прим. 805/3 | |
| | Опромінення від РПЗ | Опромінення від радіоактивного забруднення | Опромінення від РПЗ | Опромінення від радіоактивного забруднення |
| $^{131-135}\text{J}$ | $8 \cdot 10^{-2}$ | $6 \cdot 10^{-2}$ | — | — |
| ^{134}Cs | $9,2 \cdot 10^{-2}$ | $0,2 \cdot 10^{-2}$ | $2 \cdot 10^{-3}$ | $1,2 \cdot 10^{-3}$ |
| ^{137}Cs | $6,1 \cdot 10^{-2}$ | $2,5 \cdot 10^{-2}$ | $8 \cdot 10^{-4}$ | $5 \cdot 10^{-4}$ |
| ^{90}Sr | $4,4 \cdot 10^{-2}$ | $1,2 \cdot 10^{-2}$ | $4 \cdot 10^{-3}$ | $1,5 \cdot 10^{-3}$ |
| ^{90}Sr | $1,6 \cdot 10^{-2}$ | $0,7 \cdot 10^{-2}$ | — | — |
| ^{99}Mo | $9 \cdot 10^{-2}$ | $3,2 \cdot 10^{-2}$ | — | — |
| ^{95}Zr | $5 \cdot 10^{-2}$ | — | $5 \cdot 10^{-4}$ | $2 \cdot 10^{-4}$ |
| ^{95}Nb | $3 \cdot 10^{-2}$ | — | $3 \cdot 10^{-4}$ | 10^{-4} |
| ^{95}Nb | $1,5 \cdot 10^{-2}$ | — | $1,5 \cdot 10^{-4}$ | $1,2 \cdot 10^{-4}$ |
| ^{106}Ru | $2,5 \cdot 10^{-2}$ | — | $1,7 \cdot 10^{-4}$ | $1,1 \cdot 10^{-4}$ |
| ^{140}Ba | $1,2 \cdot 10^{-2}$ | — | $5,6 \cdot 10^{-4}$ | $2,5 \cdot 10^{-4}$ |
| ^{144}Ce | $1,8 \cdot 10^{-2}$ | — | $1,3 \cdot 10^{-4}$ | $0,9 \cdot 10^{-4}$ |
| ^{241}Pu | $5,3 \cdot 10^{-2}$ | $2,4 \cdot 10^{-2}$ | $0,8 \cdot 10^{-3}$ | $1,2 \cdot 10^{-4}$ |

АМАД аерозолів ^{137}Cs склав 1,36 мкм за стандартним геометричним відхиленням $\sigma_g=1,05$, для ^{90}Sr – 2,8 мкм за $\sigma_g=2,01$, а для ^{241}Am – 1,7 мкм за $\sigma_g=1,8$. У продуктах згоряння було виявлено також наступні токсиканти, концентрацією мг/м: SiO_2 – (20–100), Al_2O_3 – (10–60), Fe_2O_3 – (1–10), CaO – (5–20), MgO – (1–5,0), SO_4 – (<1,0), Ni – (0,06–0,1), Cr – (0,01–0,3), Pb – (0,01–0,1) і Zn – (0,9–2,2).

Відповідно до моделі респіраторного тракту [14, 15] радіоактивні частинки, що надходять в організм пожежного, за хімічними сполуками поділялися на два типи F і M щодо всмоктуючої здатності. У випадку, коли радіонукліди типу CH_3J , CO , і CO_2 надходили в організм у вигляді газу – тип G, пари (цезій, рутеній, телур) – тип V або аерозолів – типи F і M, застосовувалися значення, характерні для конкретної радіоактивної речовини [14, 15]. Величину ризику смерті під час інгаляційного надходження різних типів радіоактивних речовин оцінювали згідно з [14] за такою формулою:

$$R^{inhal} = \int_0^t K_i^{inhal} \cdot H_i^{inhal}(t) dt, \quad (4.24)$$

де K_i^{inhal} - коефіцієнт ризику смерті від i -го радіонукліда;

$H_i^{inhal}(t)$ - еквівалентна доза внутрішнього опромінення пожежного i -им радіонуклідом в момент часу t .

У табл. 4.11 представлено розраховані значення ризику смерті під час інгаляційного надходження різних радіонуклідів у організм пожежного без застосування засобів захисту органів дихання для двох випадків гасіння пожеж в ОУ.

Таблиця 4.11

Розраховані значення ризику смерті у разі інгаляційного надходження РПЗ в організм рятувальника

| Нуклід | Ризик смерті | | | |
|----------------------|----------------------|---------------------|----------------------|---------------------|
| | Пожежа в прим. 402/3 | | Пожежа в прим. 805/3 | |
| | Клас всмоктування | | Клас всмоктування | |
| | F | M | F | M |
| $^{131-135}\text{J}$ | $7 \cdot 10^{-4}$ | $1,8 \cdot 10^{-3}$ | $4 \cdot 10^{-6}$ | $9 \cdot 10^{-6}$ |
| ^{134}Cs | $3 \cdot 10^{-4}$ | $9 \cdot 10^{-4}$ | $1,2 \cdot 10^{-6}$ | $2 \cdot 10^{-6}$ |
| ^{137}Cs | $1,5 \cdot 10^{-4}$ | $6 \cdot 10^{-4}$ | $2,5 \cdot 10^{-6}$ | $6 \cdot 10^{-6}$ |
| ^{89}Sr | $1,8 \cdot 10^{-4}$ | $4 \cdot 10^{-4}$ | — | — |
| ^{90}Sr | $2,6 \cdot 10^{-4}$ | $6 \cdot 10^{-4}$ | — | — |
| ^{99}Mo | $1,7 \cdot 10^{-4}$ | $7 \cdot 10^{-4}$ | $0,5 \cdot 10^{-6}$ | $3 \cdot 10^{-6}$ |
| ^{95}Zr | — | — | $1,9 \cdot 10^{-6}$ | $2,3 \cdot 10^{-6}$ |
| ^{95}Nb | — | — | $1,4 \cdot 10^{-6}$ | $2,6 \cdot 10^{-6}$ |
| ^{103}Ru | $2,8 \cdot 10^{-4}$ | $8,7 \cdot 10^{-4}$ | $1,1 \cdot 10^{-6}$ | $2,3 \cdot 10^{-6}$ |
| ^{106}Ru | $3,5 \cdot 10^{-4}$ | $0,1 \cdot 10^{-3}$ | $0,9 \cdot 10^{-6}$ | $3,2 \cdot 10^{-6}$ |
| ^{140}Ba | $1,7 \cdot 10^{-4}$ | $3,8 \cdot 10^{-4}$ | $2,1 \cdot 10^{-6}$ | $5,4 \cdot 10^{-6}$ |
| ^{144}Ce | $1,9 \cdot 10^{-4}$ | $5,2 \cdot 10^{-4}$ | $1,7 \cdot 10^{-6}$ | $3,7 \cdot 10^{-6}$ |
| ^{132}Te | $2,1 \cdot 10^{-4}$ | $6,3 \cdot 10^{-4}$ | $3,4 \cdot 10^{-6}$ | $5,8 \cdot 10^{-6}$ |

У табл. 4.12 представлено розраховані значення про домінуючі види раку у разі внутрішнього опромінення організму людини.

Таблиця 4.12

Домінуючі види раку в разі інгаляційного потрапляння різних радіонуклідів в організм людини та їх внесок у величину ризику від раку

| Нуклід | Клас всмоктування | Домінуючий вид раку | Внесок у повну величину ризику, % |
|-------------------------------|-------------------|---------------------|-----------------------------------|
| ¹³¹ J | F | Щитовидна залоза | 94,0 |
| | M | Легені | 76,8 |
| ¹³² J | F | Немає | — |
| | M | Легені | 51,0 |
| ¹³³ J | F | Щитовидна залоза | 85,2 |
| | M | Легені | 46,7 |
| ¹³⁴ J | F | Немає | - |
| | M | Легені | 56,8 |
| ¹³⁵ J | F | Щитовидна залоза | 59,0 |
| | M | Легені | 47,2 |
| ¹³⁴ C _s | F | Немає | - |
| | M | Легені | 73,4 |
| ¹³⁷ C _s | F | Немає | - |
| | M | Легені | 83,7 |
| ¹⁴⁴ Ce | F | Немає | - |
| | M | Легені | 13,3 |
| ⁹⁹ Mo | F | Немає | - |
| | M | Легені | 63,0 |
| ¹³² Te | F | Кишківник | 46,4 |
| | M | Легені | 60,4 |
| ¹⁴⁰ Ba | F | Кишківник | 74,8 |
| | M | Легені | 19,9 |
| ¹⁰³ Ru | F | Кишківник | 40,2 |
| | M | Легені | 86,4 |
| ¹⁰⁶ Ru | F | Немає | - |
| | M | Легені | 85,9 |

Загальний індивідуальний ризик ураження людини у результаті виникнення аварії на ОУ складе:

$$R_i = P_i(r) = [P_b(r) \cdot P_1 \cdot P_2 + P_t(r) \cdot P_3 + P_x(r) \cdot P_4] P_n, \quad (4.25)$$

де P_1 – імовірність виникнення аварії ($\sim 2,5 \cdot 10^{-5}$ рік⁻¹);

P_2 – імовірність вибуху ($\sim 7,6 \cdot 10^{-4}$ рік⁻¹);

P_3 – імовірність пожежі ($\sim 2,0 \cdot 10^{-3}$ рік⁻¹);

P_4 – імовірність появи хмари під час аварії ($\sim 1,0 \cdot 10^{-2}$ рік $^{-1}$);

P_n – імовірність пересування людини у даній площі простору.

У розрахунку ризику травмування враховували витрати на забезпечення безпеки і значення технічного і соціально-економічного ризику. Існують оптимальні витрати для забезпечення безпечних умов праці, коли ризик травмування мінімальний. Колективний ризик загибелі людей в результаті аварійного вибуху визначається за формулою:

$$R_g = Q_g Q_l Q_{виб} Q_{10}^g Q_o, \quad (4.26)$$

де Q_g – імовірність виникнення аварійного вибуху на ОУ впродовж року;

Q_l – імовірність присутності людей в радіусі ураження;

$Q_{виб}$ – імовірність літального результату у разі ураження людей;

Q_{10}^g – імовірність загибелі 10 і більше людей;

Q_o – імовірність відмови системи контролю аварійної ситуації.

Імовірність Q_{10}^g розраховували за формулою:

$$Q_{10}^g = \begin{cases} 0, & \text{якщо } \Delta P \leq \Delta P^n \\ 10^{-3}, & \text{якщо } \Delta P \geq \Delta P^n \text{ і } n < 10 \\ \frac{m-9}{m}, & \text{якщо } \Delta P \geq \Delta P^n \text{ і } m \geq 10 \end{cases} \quad (4.27)$$

тут
$$m = n \frac{\Delta P - \Delta P^n}{\Delta P}, \quad (4.28)$$

де m – максимальне можливе число загиблих у результаті аварійного вибуху;

n – число людей, які знаходяться у зоні ураження;

ΔP – розрахунковий надлишковий тиск аварійного вибуху;

ΔP^n – нормований надлишковий тиск аварійного вибуху, що дорівнює 5 кПа

– нижня границя ураження людини повітряною ударною хвилею.

Колективний ризик загибелі людей у результаті виникнення пожежі обчислювали за формулою:

$$R_n = Q_n Q_l Q_{пож} Q_{10}^6 Q_c, \quad (4.29)$$

де Q_n – імовірність виникнення пожежі на ОУ в процесі аварійного вибуху;
 $Q_{пож}$ – імовірність літального (смертельного) результату у разі ураження людей тепловим випромінюванням;
 Q_c – імовірність відмови системи пожежної сигналізації ($Q_c=1-P_c$);
 Q_{10}^n – імовірність загибелі 10 і більше людей в результаті пожежі.
 Імовірність Q_{10}^n розраховували за формулою:

$$Q_{10}^n = \begin{cases} 0, & \text{якщо } q \leq q^h \\ 10^{-3}, & \text{якщо } q \geq q^h \text{ і } n < 10 \\ \frac{m-9}{m}, & \text{якщо } q \geq q^h \text{ і } m \geq 10 \end{cases} \quad (4.30)$$

тут
$$m = n \frac{q - q^i}{q^i}, \quad (4.31)$$

де q – відстань небезпечного інтенсивного теплового потоку;
 q^h – нормована інтенсивність теплового потоку, що дорівнює $4,0 \text{ кВт/м}^2$ – нижня границя ураження людини тепловим випромінюванням.

Коллективний ризик загибелі людей у результаті впливу на них осколків обчислювали за формулою:

$$R_o = Q_v Q_l Q_{оск} Q_{10}^o Q_v, \quad (4.32)$$

де $Q_{оск}$ – імовірність літального результату у разі ураження людей осколками;
 Q_{10}^o – імовірність загибелі 10 і більше людей в результаті впливу на них осколків і фрагментів у разі вибуху.

Імовірність Q_{10}^o розраховували за формулою:

$$Q_{10}^o = \begin{cases} 0, & \text{якщо } \Delta P_{\kappa} \leq \Delta P_{\kappa}^H \\ 10^{-3}, & \text{якщо } \Delta P_{\kappa} \geq \Delta P_{\kappa}^H \text{ i } n < 10 \\ \frac{m-9}{m}, & \text{якщо } \Delta P_{\kappa} \geq \Delta P_{\kappa}^H \text{ i } m \geq 10 \end{cases} \quad (4.33)$$

тут
$$m = n \frac{\Delta P_{\kappa} - \Delta P_{\kappa}^H}{\Delta P_{\kappa}}, \quad (4.34)$$

де ΔP_{κ} – розрахунковий контактний тиск осколка на біологічний об'єкт (тіло людини);

ΔP_{κ}^H – нормований контактний тиск осколка на біологічний об'єкт, що дорівнює 6 кгс/см^2 – нижня границя ураження людини осколком.

Рівень забезпечення людей під час аварії на ОУ відповідає вимозі, якщо:

$$R_{10} \leq R_{10}^H, \quad (4.35)$$

де R_{10} – розрахунковий підсумковий колективний ризик;

R_{10}^H – нормативне значення колективного ризику, що дорівнює 10^{-5} рік^{-1} .

Імовірний підсумковий колективний ризик загибелі людей під час аварії на ОУ наведено в табл. 4.13.

Таблиця 4.13

Імовірний підсумковий колективний ризик загибелі людей під час аварії на ОУ

| Маса вибухо-небезпечної суміші, т | Кількість осіб в аварійній зоні, чол. | Колективний ризик загибелі людей, рік ⁻¹ | Очікувана кількість загиблих, осіб |
|-----------------------------------|---------------------------------------|---|------------------------------------|
| 10,0 | 50 | $1,2 \cdot 10^{-5}$ | 7 |
| 5,0 | 10 | $6,7 \cdot 10^{-6}$ | 1 |
| 1,0 | 3 | $8,0 \cdot 10^{-7}$ | – |

Таким чином приведена методика розрахунку колективного ризику загибелі людей, що знаходяться в зоні впливу уражаючих факторів аварії, дає змогу визначати орієнтований колективний ризик загибелі людей та очікувану кількість загиблих у залежності від кількості людей, що знаходяться в аварійній зоні.

4.3. Оцінка безпеки об'єкта «Укриття» в процесі перетворення на екологічно безпечну систему

ОУ включає споруди, що складаються з пошкодженого запроектною аварією 4-го енергоблоку Чорнобильської АЕС (ЧАЕС) і знов зведених захисних конструкцій і огорож, що закривають викинуті з активної зони реактора відкриті джерела випромінювання сумарною активністю понад 10^{18} Бк [16]. За статусом ОУ є зруйнований в результаті аварії 4-ий енергоблок ЧАЕС, на якому виконано першочергові заходи для зменшення наслідків аварії і продовжуються роботи з контролю його стану, ядерної, радіаційної і загальнотехнічної безпеки [17–19]. За призначенням і виконуваними функціями він є унікальною спорудою, що не має аналогів в світовій практиці, і не може бути віднесений ні до одного з відомих об'єктів в атомній промисловості, оскільки не відповідає міжнародним вимогам з ядерної, радіаційної і загальнотехнічної безпеки [20]. В процесі проведення кількісного аналізу безпеки ОУ необхідно оцінити повноту і достовірність вихідних даних, адекватність і точність використовуваних схем, обґрунтованість прийнятих припущень і залежність від них одержуваних рекомендацій і висновків. ОУ вважається безпечним, коли його радіаційний вплив на персонал, населення і навколишнє середовище в процесі нормальної експлуатації і під час проектних аварій не призводить до перевищення встановлених доз опромінення персоналу та населення і нормативів за викидами і скидами радіоактивної речовини в довкілля і навіть обмежує цей вплив у разі виникнення запроектних аварій. Будемо розрізняти наступні категорії умов експлуатації ОУ:

- 1) нормальні умови (частота виникнення вихідного випадку постійна або часте виникнення);
- 2) незначні але часті інциденти (10^{-2} – 10^{-1} рік⁻¹ на інцидент);
- 3) малоймовірні інциденти (10^{-4} – 10^{-2} рік⁻¹ на інцидент);
- 4) важкі аварії (10^{-6} – 10^{-4} рік⁻¹ на аварію);
- 5) глобальна (гіпотетична) аварія або катастрофа (10^{-8} – 10^{-6} рік⁻¹ на катастрофу).

Вихідні події аварій на ОУ за частою їх виникнення можна розділити на:

- очікувані: вихідні події, настання яких очікується один або кілька разів за весь термін експлуатації об'єкта;

- можливі: вихідні події, що не «очікуються», але їх передбачувана ймовірність за термін експлуатації перевищує рівень близько 1% (тобто близько $3 \cdot 10^{-4} \text{ рік}^{-1}$);

- малоймовірні: вихідні події, що розглядаються в проекті об'єкта, які менш імовірні, ніж попередні;

- запроектні: вихідні події з дуже малою частотою, що, як правило, не включаються до звичайного аналізу безпеки об'єкта.

Якщо все ж вводяться системи захисту від таких вихідних подій, то вони не обов'язково повинні мати той же рівень резервування або різноманітності, як заходи захисту від проектних аварій.

Для забезпечення безпеки ОУ необхідно:

1) обґрунтувати критерії підтримки поточного рівня безпеки ОУ і визначити необхідність втручання для забезпечення радіаційної безпеки працівників (персоналу) і населення;

2) провести за необхідності всі практично здійсненні заходи з метою підвищення безпеки, спрямовані на реалізацію наступних принципів:

- не перевищення допустимих меж індивідуальних доз опромінення працівників (персоналу) і населення (принцип нормування);

- підтримання на можливо низькому рівні з урахуванням економічних і соціальних факторів індивідуальних доз опромінення і числа опромінюваних осіб з населення (принцип оптимізації);

- зменшення шкідливого впливу в результаті зниження доз повинно бути достатнім для обґрунтування збитків і витрат, в тому числі соціальних витрат, пов'язаних з таким втручанням.

3) обґрунтувати критерії довготривалої безпеки ОУ і визначити необхідність втручання для забезпечення радіаційного захисту персоналу і на довкілля;

4) прийняти за необхідності всі практично здійсненні заходи щодо

забезпечення довгострокової безпеки ОУ.

Критерій безпеки повинен відповідати таким основним вимогам: мати ясний фізичний сенс, бути визначальним і відповідати основній меті функціонування ОУ як системи, підсистеми або елемента, враховувати основні детерміновані і стохастичні фактори, що визначають рівень безпеки ОУ, бути критичним до аналізованих параметрів і досить чутливим до них.

Класифікація критеріїв безпеки повинна включати:

- загальні (інтегральні) критерії, що дають найбільш повну оцінку вдосконалення ОУ (загальне число можливих аварій і випадків травматизму, сума витрат на створення системи безпеки);

- умовні (непрямі) критерії, що відображають одну з властивостей ОУ шляхом віднесення його до певного показника (вартість отримання одиниці кінцевої продукції, ймовірність безвідмовної роботи певного комплексу захисних заходів, імовірність виникнення аварійної ситуації в певний проміжок часу);

- відносні (нормовані) критерії, що характеризують безпеку ОУ щодо оснащеності та ефективності засобів захисту (відношення часу дії небезпечного фактору до загального часу роботи, зіставлення економічної ефективності впровадження різних засобів захисту, зміна рівня безпеки в порівнянні з впровадженням).

Розглянемо більш докладно загальні критерії безпеки в процесі перетворення ОУ на екологічно безпечну систему, що включають критерій ядерної безпеки, критерій вибухо- і(або) пожежонебезпечності, критерій радіаційної безпеки, критерій екологічної безпеки.

Критерій ядерної безпеки включає: ефективний коефіцієнт розмноження нейтронів – K_{ef} , який за нормальних умов експлуатації і проектних аваріях на ОУ повинен залишатися нижче 0,95.

Критерій вибухо- і пожежонебезпеки включає систему протипожежного захисту ОУ, що повинна мати такі функції: профілактика загорянь, оперативне виявлення загорянь, локалізація загоряння, оперативне і надійне гасіння пожеж. Для досягнення цих цілей система включає в себе кілька пасивних і активних

заходів як усередині, так і зовні будівлі ОУ. Пасивний захист від пожежі повинний складатися із заходів, що перешкоджають виникненню і поширенню полум'я, таких, як вибір вогнестійких і негорючих матеріалів і будівельних конструкцій в пожежонебезпечних зонах з вогнестійкістю 1,5 год, розподіл приміщень на пожежні зони і відсіки, мінімізація використання горючих матеріалів і речовин, установка бака з дизельним паливом в спеціальному приміщенні, розділеному на пожежні відсіки й обладнаному протипожежними дверима. Активний захист від пожежі повинний включати в себе заходи виявлення і гасіння пожежі, такі як автоматична пожежна сигналізація, водяна система пожежогасіння, переносні і ручні засоби гасіння пожеж, спеціальні режими вентиляції.

Вибухобезпека ОУ повинна обмежуватися за рахунок вибору конкретних проектних характеристик, а саме: не використовуються вибухонебезпечні гази, в технологічному процесі не використовуються ніякі хімічні реакції, горючі матеріали, наявні в значній кількості, обмежуються паливом. ОУ повинен експлуатуватися так, щоб не були перевищені межі доз опромінення від усіх джерел випромінювання.

При організації радіаційного захисту повинен використовуватися принцип ALARA. Досягається це оптимізацією технологічного процесу поводження з РАВ, створенням статичних (біологічний захист, зонування і герметизація приміщень) і динамічних бар'єрів на шляхах можливого поширення радіоактивних забруднень і випромінювань. Тим самим створюється багатобар'єрний глибокоешелонований радіаційний захист персоналу як в умовах нормальної експлуатації, так і під час можливих проектних аварій.

Критерій екологічної безпеки включає санітарно-захисну зону для ОУ, що встановлюється в розмірах ЧАЕС. Під час проектних аварій викиди обмежуються відповідно до критеріїв, визначених в НРБУ-97:

- разові приземні концентрації ^{137}Cs , обумовлені викидом в ближній (до 5 км) і далекої (до 30 км) зонах істотно нижче контрольних рівнів, що складають величини $3,7 \cdot 10^2 \text{ Бк/м}^3$ та $3,7 \cdot 10^4 \text{ Бк/м}^3$ відповідно;

- внесок прогнозованого забруднення викиду, що відноситься до експлуатації ОУ, в забруднення території, сформованого під час аварії на ЧАЕС, істотно нижче і становить не більше 0,06%.

Вплив на зовнішнє середовище за рахунок аерозольних викидів визначається виключно радіоактивними випаданнями з приземного шару атмосфери. Тому, з урахуванням проведених оцінок, впливом на всі інші ланки екосистеми, властиві цій території, можна знехтувати в порівнянні з фоновими, зумовленими вже складеної радіаційною обстановкою в ЧЗВ.

Для керування безпекою на ОУ необхідно:

1. Регулювання поточного рівня безпеки:

- нормативне регулювання безпеки та ліцензування видів діяльності з РАВ, включаючи регламентацію технічних заходів щодо забезпечення ядерної та радіаційної безпеки;

- нагляд за станом бар'єрів на шляху поширення радіоактивних речовин з ОУ в навколишнє середовище;

- нагляд за дотриманням норм і правил, що регламентують безпеку персоналу і населення;

- нагляд за виконанням інструкцій з експлуатації ОУ.

2. Регулювання довготривалої безпеки ОУ (період після його консервації і закриття) – оцінки довготривалої безпеки, що включають прогноз довгострокової поведінки штучних і природних бар'єрів на шляху можливого розповсюдження радіоактивних речовин в навколишнє середовище.

Кількісний аналіз безпеки ОУ з використанням вище наведених критеріїв безпеки в процесі можливий лише з урахуванням методів об'єктивного вимірювання і прогнозування наслідків небезпеки. Основними елементами рівня потенційної небезпеки для ОУ, що входять в систему аналізу, є ідентифікація джерел небезпеки, небезпечне явище, шкідливі та уражаючі фактори, об'єкт впливу, збитки та втрати, витрати на заходи захисту та відвернений збиток.

Ідентифікація джерел небезпеки – первинне (початкове) визначення ступеня небезпеки ОУ, ґрунтується на аналізі можливих видів шкоди, що завдається

техносфері, людині і довкіллю, та виділення пріоритетних для проведення подальшого аналізу джерел техногенної небезпеки. Стадія ідентифікації передбачає підготовку системи вихідних даних на ОУ і територію, виявлення і кількісний опис небезпек (запасів енергії і небезпечних речовин на ОУ, умов їх руйнівного вивільнення). На стадії ідентифікації створюється база даних про ОУ, що містить необхідну інформацію для подальшого розрахунку сценаріїв виникнення і розвитку аварій. Після ідентифікації небезпек (виявлення принципово можливого ступеня потенційної небезпеки) необхідно оцінити їх рівень і наслідки, до яких вони можуть призвести, тобто ймовірність відповідних подій і пов'язаний з ними потенційний прямий або непрямий збиток. Основними подіями, пов'язаними з небезпекою, є порушення, аварії та надзвичайні ситуації. Під порушенням в даному випадку розуміється перехід параметрів, що характеризують функціонування ОУ, за межі, встановлені нормативами. На стадії експлуатації ОУ найбільш ємним є канал інформації, що містить відомості про порушення умов експлуатації, що обумовлено, по-перше, тим, що порушення відбуваються набагато частіше, ніж аварії, по-друге, схожістю порушень і аварій, що дозволяє виявити аварійні фактори.

Оперативне керування експлуатаційною безпекою ОУ доцільно орієнтувати на результати аналізу порушень. В цьому разі необхідно розробити відповідний математичний апарат аналізу даних, заснований на кількісній оцінці показників безпеки ОУ за даними про порушення під час його експлуатації. Для реалізації такого підходу необхідно сформулювати набір показників, що характеризують тяжкість порушень і відповідні методи їх оцінки. Рішення даного завдання ускладняється такими особливостями, що властиві для ОУ:

- відсутність алгоритму обчислення стану об'єкта, що досліджується на основі його математичного опису;
- нестационарність об'єкта захисту, що проявляється в зміні його характеристик, параметрів й еволюції в часі;
- технічна неможливість урахування всіх чинників, що впливають на об'єкт захисту в області межі стійкості.

Формування показників безпеки ОУ повинно будуватися на реалізації відповідних принципів їх вибору, основними з яких є такі:

- номенклатура показників безпеки повинна бути необхідною для характеристики безпеки об'єкта, тобто до їх складу слід впроваджувати незалежні один від одного показники;

- номенклатура показників безпеки повинна бути достатньою для її характеристики, тобто їх набір повинен відповідати колу завдань, що вирішуються.

Оскільки будь-яка аварія (проектна або позапроектна) характеризується вихідними подіями, шляхами проходження аварії і наслідками, в роботі, в якості показника безпеки, пропонується використовувати комплексний показник потенційної небезпеки ОУ. Аналіз і оцінка рівня потенційної небезпеки ОУ є тим методичним інструментом, за допомогою якого потенційну небезпеку може бути оцінено кількісно.

4.4. Багатопараметрична модель зміни технічного стану складного комплексу «Новий безпечний конфайнмент – об'єкт "Укриття"»

Після спорудження НБК над ОУ його безпечний стан характеризується великою кількістю взаємопов'язаних факторів, що описують їх конструктивні і технологічні властивості, радіацію, температуру, діючі напруги і деформації, динаміку зовнішніх впливів, властивості матеріалів, що можуть змінюватися в часі під дією зовнішніх сил і умов експлуатації [16]. В процесі експлуатації НБК–ОУ здійснюється складна взаємодія механізмів навантаження і пошкодження деталей машин і елементів конструкцій за такими критеріями: радіаційна стійкість, міцність, зносостійкості, корозійної стійкості та ін. [21]. В цьому разі в залежності від навколишнього середовища і умов навантаження реалізуються різні механізми накопичення пошкоджень і руйнувань. Створення багатопараметричних моделей стану НБК–ОУ необхідно в процесі оцінюванні значимості різних факторів, що впливають на деградаційні процеси, під час прогнозування залишкового ресурсу на підставі даних про їх поточний стан у разі

вирішення проблеми безпеки і ризику його експлуатації.

Математично опис багатопараметричного стану НБК–ОУ може бути представлений залежністю:

$$X_T = \{X_1, X_2, \dots, X_j\}, \quad (4.36)$$

де $X_1 \dots X_j$ – параметри, що описують технічний стан НБК–ОУ в рамках прийнятої моделі і змінюються в процесі експлуатації. Ці параметри можуть бути відображено скалярними (радіація, температура, тиск), векторними (геометрія, навантаження, реакція, швидкість, прискорення) величинами, тензорами (напруги, деформації), функціями (коливання, вібрація, тощо). Вони можуть бути зосередженими або розподіленими по об'єкту.

Вектор стану НБК–ОУ може бути поставлений у відповідність вектору q зовнішнього впливу на об'єкт за допомогою оператора H , що реалізує метод розрахунку і враховує властивості об'єкта:

$$X(t) = H \cdot q(t), \quad (4.37)$$

представлено узагальненим вектором вектора X в багатовимірному (фазовому) просторі Φ вектор-функцією:

$$X(t_i) = X(t_0) + \int_{t_0}^{t_i} \lambda(X, q) dt, \quad (4.38)$$

де λ – узагальнена швидкість зміни технічного стану, що залежить від поточного стану X і вектора зовнішньої дії на об'єкт q .

Простір Φ розділено поверхнею відмов, що відділяє частину працездатних станів Ω від непрацездатних. Так як процес $X(t)$ випадковий, то ймовірність безвідмовної роботи об'єкта на відрізку часу $[t_0, t]$ дорівнює ймовірності знаходження вектора X в області Ω :

$$P(t) = P\{X(t) - \Omega, t - [t_0, t]\}. \quad (4.39)$$

Загальний прийом рішення задачі зміни технічного стану НБК–ОУ полягає в дискретизації його в часі і просторі та розгляді ряду послідовних станів через задання досить малого відрізка часу Δt (крок напрацювання). Швидкість зміни стану на цьому відрізку часу залежить від стану НБК–ОУ, властивостей об'єкта і режимних параметрів на початку даного відрізка часу і є незмінною на ньому. Відповідно рівняння узагальненої швидкості апроксимується у вигляді різницевої схеми:

$$\frac{X(t_{i+1}) - X(t_i)}{\delta t} = \Lambda X(t_i), \quad (4.40)$$

що перетворюється в рекурентний вираз, рішення якого проводиться ітераційним способом за початкової умови $X(t_i=0)=X_0$. Стійкість різницевої схеми і збіжність рішення розглядається в спеціальній літературі з чисельних методів рішення.

Оператор Λ переходів від i -го до $i+1$ -му стану не містить похідні за часом. Лінеаризація оператора на відрізку Δt дозволяє розглядати його як суперпозицію операторів елементарних процесів на цьому відрізку:

$$\delta X_i = \{\delta X_{1,i}, \delta X_{2,i}, \delta X_{3,i}\}. \quad (4.41)$$

Тут:
$$\delta X_{1,i} = \lambda_{1,i} (X_1(t_i), X_2(t_i), X_3(t_i), \dots, q(t_i)) \delta t; \quad (4.42)$$

$$\delta X_{2,i} = \lambda_{2,i} (X_1(t_i), X_2(t_i), X_3(t_i), \dots, q(t_i)) \delta t; \quad (4.43)$$

$$\delta X_{3,i} = \lambda_{3,i} (X_1(t_i), X_2(t_i), X_3(t_i), \dots, q(t_i)) \delta t, \quad (4.44)$$

де δX_i – швидкості елементарних процесів, що відповідають початку відрізка часу і залежать від технічного стану НБК–ОУ на початку цього відрізка. В кінці кожного відрізка часу знаходиться новий технічний стан об'єкта, за яким визначаються швидкості і вектори переходу для наступного відрізка часу і т.д.

З огляду на те, що у разі лінеаризації оператора переходу від одного стану об'єкта до іншого накопичується помилка, під час його розробки використовують відомий в чисельних методах метод Рунге-Кутта. Ресурс НБК–ОУ буде

визначається досягненням вектора стану граничної величини із заданою вірогідністю.

Таким чином, методологія математичного моделювання складного комплексу НБК–ОУ включає в себе наступні етапи:

- 1) аналіз структури НБК–ОУ (декомпозиція об'єкта на елементи і елементарні процеси, що протікають в нею, встановлення зв'язків між ними);
- 2) математичний опис елементарних процесів;
- 3) розробка операторів переходу від одного стану об'єкта до наступного для елементарних процесів;
- 4) розробка математичної моделі, алгоритму поведінки НБК–ОУ в цілому (розробка оператора, що перетворює вхідні параметри у вихідні і переходу об'єкта від одного стану до наступного);
- 5) імітаційне моделювання функціонування об'єкта (математичний експеримент над абстрактною моделлю).

Зміна технічного стану НБК–ОУ – ймовірнісний процес. Його моделювання проводиться за допомогою ймовірнісних моделей функціонування і зміни технічного стану об'єкта з урахуванням випадкового характеру величин, що описують параметри стану і зовнішнього впливу. Математичний опис випадкових величин здійснюють різними законами розподілу ймовірностей: експоненціальним, нормальним, логарифмічно-нормальним, Вейбулла тощо. Під час вибору теоретичної кривої розподілу випадкових величин, що отримуються в результаті спостереження або експериментів, керуються критерієм згоди Пірсона. Багаторічний досвід обробки експериментальних даних показує, що нормальний закон доцільно застосовувати для визначення часу напрацювання до відмови, викликаного старінням, рівномірної корозією, механічним спрацюванням, описом розподілу відхилень параметрів технічного стану НБК–ОУ від норми.

Логарифмічно-нормальний закон застосовують для опису напрацювання об'єкта до відмови, викликаного втомним руйнуванням. Закон Вейбулла описує відмови об'єкта в початковий період експлуатації і відмови в результаті тендітних і втомних руйнувань. Експонентний закон застосовують під час аналізу

напрацювання невідновлюваного об'єкта до його випадкової відмови, а для відновлюваних об'єктів – для аналізу проміжку часу між послідовними відмовами. Спрощено ймовірнісна картина еволюції технічного стану НБК–ОУ може бути представлена у вигляді Марковських ланцюгів, де щільність імовірності стану X_{i+1} повністю залежить від ймовірності стану X_i та умовної щільності ймовірності переходу об'єкта з i -го в $i+1$ -ий стан $p(X_{i+1}, t_{i+1}|X_i, t_i)$. Марковський процес $X(t)$ повністю визначається початковим розподілом $p(X_0, t_0)$ і перехідною щільністю ймовірності:

$$p(X_0, X_1, \dots, X_i) = p(X_1|X_0), \dots, p(X_i|X_{i-1})p(X_0, t_0). \quad (4.45)$$

При $\Delta t = X_{i+1} - X_i$, отримуємо диференціальне рівняння перехідної щільності ймовірності безперервного Марківського процесу:

$$\frac{\partial p}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial x}(\xi p) + \frac{1}{2} \frac{\partial^2}{\partial x^2}(\xi p). \quad (4.46)$$

Функція $p(x, t)$ характеризує середню квадратичне відхилення процесу та називається коефіцієнтом дифузії. Рівняння справедливе і для опису щільності ймовірності самого технічного стану НБК–ОУ – $p(x, t)$. Наближена щільність ймовірності функції стану об'єкта в кінці кожного кроку може бути знайдена за відомою щільністю ймовірності на початку кроку, що задається нормальним законом щільності ймовірності переходу на цьому кроці методом Монте-Карло. За відсутності даних про зміну ймовірності показників технічного стану НБК–ОУ в часі для статистичного опису процесу в ряді випадків треба застосовувати спрощену математичну модель. Вектор стану НБК–ОУ – $x(t)$ представляється у вигляді регулярної $y(t)$ або випадкової $z(t)$ складових. Регулярна складова представлено у вигляді гладкої функції часу. Ця складова інакше називається трендом, тенденцією процесу (детермінованою основою процесу). Випадкова складова приймається як некорегуємий випадковий процес з математичним очікуванням рівним нулю. За нормальним законом розподілу ймовірність випадкової події зручно регламентувати заданою величиною, наприклад, 0,9; 0,95,

0,99 ... і визначати значення відхилення – квантиллю – коефіцієнтом, на який множиться величина середньоквадратичного відхилення.

На рис. 4.11 наведено прогнозування зміни технічного стану НБК–ОУ та оцінку його залишкового ресурсу за трендом і щільністю розподілу поточного стану [22].

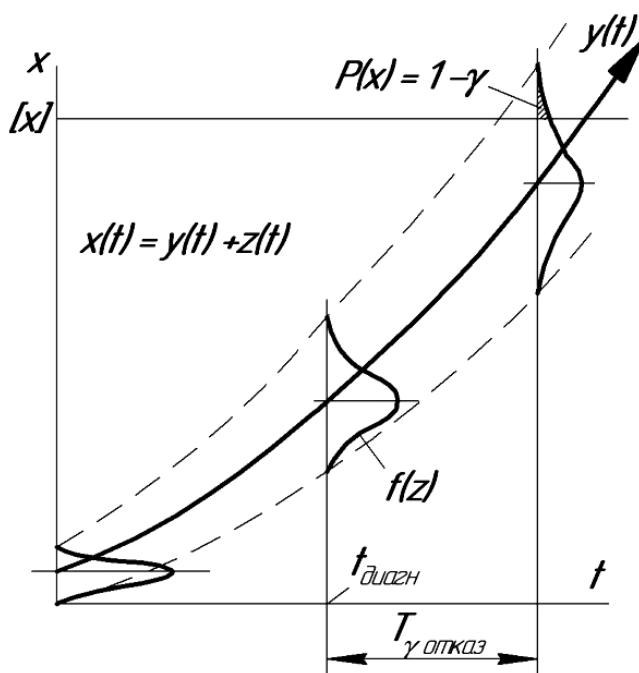


Рис. 4.11. Схема зміни технічного стану складного комплексу НБК–ОУ

Вибір показників надійності НБК–ОУ буде залежить від його відновлюваності або невідновлюваності, режимів експлуатації і наслідків відмови. Якщо наслідки відмови елементів НБК–ОУ пов'язані з людськими жертвами або великими економічними витратами визначальним показником є гамма-відсотковий ресурс, де γ призначається 0,95 і більше [23].

Під поступовою відмовою НБК–ОУ розуміють у вигляді поступового в часі виходу (кажуть деградації) функціонального параметра об'єкта (позначення чим його як $y(t)$) за межі норм від a до b протягом заданого напрацювання t за обраних режимів і умов роботи. Поступові відмови визначають таке поняття як параметрична надійність НБК–ОУ, під якою будемо розуміти властивість об'єкта, що полягає у відсутності поступової відмови за даним параметром $y(t)$ протягом напрацювання t . Математичним критерієм поступової відмови в даному випадку буде порушення нерівності $a \leq y(t) \leq b$, а кількісною мірою параметричної надійності – ймовірність виконання цієї умови протягом часу t .

ВИСНОВКИ ДО РОЗДІЛУ 4

Оцінка впливу РПЗ на довкілля проводилася за розробленою схемою надходження їх в організм людини. В процесі розрахунків було отримано дані:

- про значення максимальної індивідуальної дози, що може бути отримана персоналом у результаті локальної пожежі на ОУ за різних погодних умов і на різних віддалях від місця пожежі;

- про значення максимального індивідуального ризику (1/рік) для персоналу, що знаходиться у зоні впливу РПЗ за різних погодних умов і на різних віддалях від місця локальної пожежі на ОУ;

- для порівняння розрахованих ефективних доз опромінення інгаляцією під час погодних умов А, С, і F у залежності від віддалі від місця радіаційної аварії;

- для порівняння розрахованих доз опромінення критичних органів людини для категорії погоди С без дощу за швидкості вітру 2,53 м/с;

- для порівняння розрахованих ефективних доз для радіації від ґрунту за різних погодних умов;

- про значення ефективної дози зовнішнього опромінення від ґрунту на відстані 500 м у залежності від часу експозиції за різної інтенсивності дощу (ефект вимивання РПЗ і пилу з димової хмари);

- про результати розрахунку індивідуального ризику, що очікується від радіації для персоналу ЧАЕС, який знаходиться на шлейфі димової хмари на різних відстанях від місця радіаційної аварії.

Прямі вимірювання аварійних викидів РПЗ під час пожежі в прим. 402/3 показали, що середні величини об'ємної активності радіонуклідів перевищували допустимі концентрації для персоналу категорії А, а під час пожежі в прим. 805/3 не перевершували нормативи.

Інгаляційні дози, обчислені за характеристиками радіоактивних частинок (об'ємної активності, АМАД, СГВ, розчинності) і за сучасними моделями, були знайдені з врахуванням розміру загальний потужності індивідуальної ефективної дози.

Виявлено, що ефективна інгаляційна доза, під час пожежі в прим. 402/3,

може складати 3,39 Зв, що більш допустимої індивідуальної дози внутрішнього опромінення персоналу категорії А, а під час пожежі в прим. 805/3 – на порядок менше.

Доповнено, уточнено та конкретизовано принципи виконання аналізу безпеки ОУ з урахуванням міжнародного досвіду і досягнутого рівня безпеки шляхом забезпечення достатніх запасів безпеки, виконання ймовірнісних критеріїв безпеки, компенсації можливих небажаних ефектів, забезпечення високого рівня довіри до результатів науково-технічних обґрунтувань.

Запропоновано алгоритм виконання аналізу безпеки експлуатації та критерії прийняття рішень з безпеки ОУ. Визначено елементи процесу впровадження оцінок безпеки: методична й нормативна база, технічна база, пілотні проекти, зворотний зв'язок і врахування досвіду експлуатації, навчання персоналу. Наявність цих елементів є необхідною та достатньою умовою для реалізації алгоритму ухвалення рішень.

Рішення про підвищення рівня безпеки ОУ має враховувати всі можливі аспекти, (нормативні, детерміністичні, ймовірнісні, радіаційні, експлуатаційні, економічні тощо). В цьому разі необхідно звертатися до математичних моделей підтримки ухвалення рішень. Тому набув подальшого розвитку метод аналізу ієрархій для ухвалення зваженого та обґрунтованого рішення, запропоновано вагові коефіцієнти з розглянутих аспектів, розроблено базові шкали і матриця для ухвалення рішень.

Запропонована методологія математичного моделювання технічного стану складного комплексу НБК–ОУ дозволяє з обґрунтованим ступенем точності оцінити основні показники його надійності, а саме: ймовірність безвідмовної роботи; середній час безвідмовної роботи; гамма-відсотковий ресурс або напрацювання, протягом якої об'єкт не досягне граничного стану із заданою ймовірністю, відображеною у відсотках; інтенсивність відмов.

Пропонований підхід до моделювання технічного стану НБК–ОУ дозволяє врахувати під час оцінки ресурсу більшість відомих експлуатаційних факторів, включаючи дані про навантагу, дії зовнішніх фізичних і хімічних полів (радіація,

температура, корозійні середовища і т.п.), що підвищує точність його оцінки. Однак слід мати на увазі, що точність оцінки ресурсу НБК-ОУ в будь-якому випадку буде залежить від достовірності вихідної інформації про зовнішні дії і вибору моделі накопичення пошкоджень.

Матеріали досліджень за четвертим розділом представлено у роботах [2, 3, 9, 16, 20, 24–27).

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ ДО РОЗДІЛУ 4

1. Азаров С.И., Токаревский В.В. Прогноз радиационной обстановки при пожаре на объекте "Укрытие". *Весці нац. акад. навук Беларусі. Сер.: "Фізіко-тэхнічных навук"*. 1999. № 1. С. 137–141.

2. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Єременко С.А. Прогнозування впливу аварійних викидів з ядерних реакторів на довкілля. *Чорнобильська катастрофа та її вплив на екологічну ситуацію в Україні*: матер. наук.-практ. конф. (Харків, 25 квітня 2006 р.). Харків: АЦЗУ, 2006. С. 102–103.

3. Єременко С.А., Азаров С.І., Сидоренко В.Л. До питання прогнозування впливу аварійних викидів з ядерних реакторів на навколишнє середовище. *Проблеми зниження ризику виникнення надзвичайних ситуацій в Україні*: матер. VIII всеукр. наук.-практ. конф. рятувальників (Київ, 11–12 жовтня 2006 р.). Київ: УкрНДПБ, 2006. С. 16–17.

4. Scott F.A., Peckema R.M. Analysis for Plutonium by Controlled Potential Coulometry. Proc. Int. conf. *Peaceful uses at Energy.*, Geneva, V. 28. 1958. P. 573–578.

5. Annals of the ICRP. ICRP Publication 66. Human Respiratory Tract Model for Radiological Protection. Pergamon, 1993. P. 65–80.

6. Annals of the ICRP. ICRP Publication 67. Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 2 Ingestion Dose Coefficients. Pergamon, Vol. 23, No. 3/4, 1993. P. 167.

7. Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97). Затверджені наказом МОЗ України від 14.07.1997 р. № 208. Введені в дію Постановою головного

державного санітарного лікаря України від 01.12.1997 р. № 62. Київ, 1997. 135 с.

8. Salonen L. Carbon-14 and Tritium in Air Finland after the Chernobyl Accident. *Radiochemical Acted*. 1987. № 41. P. 145–148.

9. Азаров С.І., Сидоренко В.Л. Відновлення теплофізичних процесів у зруйнованому реакторі при аварії на ЧАЕС. Щорічна наукова конференція ІЯД НАН України (Київ, 25–28 січня 2011 року). URL: [http://www.kinr.kiev.ua/Annual_Conferences/KINR2011/pdf/ae2011\(abstracts\).pdf](http://www.kinr.kiev.ua/Annual_Conferences/KINR2011/pdf/ae2011(abstracts).pdf) (дата звернення: 17.05.2017).

10. Калориметрический детектор: А.С. 1671019 СССР, МКИ G01T 1/12. С.И. Азаров (СССР). № 4148698/25. Заявлено 16.10.89. Опубл. 15.04.91. 4 с.

11. Авария на Чернобыльской АЭС и её последствия. Информация подготовленная для совещания экспертов МАГАТЭ (Вена, 25–28 августа 1986 г.). Ч. 1. Обобщённый материал ГК ИАЭ СССР, 1986. 152 с. С. 4–21.

12. Азаров С.И. Анализ поражающих факторов при пожарах в объекте "Укрытие". *Атомная энергия*. 2001. Т. 90, Вып. 4. С. 296–304.

13. Азаров С.І., Тарановський О.В. Метод управління ризиками при експлуатації атомних електростанцій. *Сучасні проблеми наукового забезпечення енергетики*: матер. XI Міжнар. наук.-практ. конф. (Київ, 16–19 квітня 2013 р.). Київ, НТТУ "КПІ", 2013.

14. Eckerman K.F., Ryman J.C. External Exposures to Radionuclides in Air, Water and Soil: Federal Guidance Report № 12. Document ERA 402-R-93-08. United States Environmental Protection Agency. Washington DC, 1993. 220 p.

15. Health risks from low-level environment exposure to radionuclides. Radionuclide – specific life time radiogenic cancer risk coefficienty for the US population, basid on age – dependent intake, dosimetry and risk models: Federal Guidance Report № 13, Part 1. Document ERA 402-R-97-014 / ORNI, Oar-Ridge US ERA. Washington DC, 1998. 421 p.

16. Техногенно-екологічні наслідки Чорнобильської катастрофи: монографія / С.І. Азаров, С.А. Єременко, В.Л. Сидоренко, М.В. Білошицький, Є.А. Власенко, А.В. Прусський, В.О. Тищенко; за заг. ред. П.Б. Волянського. – Київ: МПБП «Гордон», 2019. – 456 с. С. 170–209.

17. Про загальні засади подальшої експлуатації і зняття з експлуатації Чорнобильської АЕС та перетворення зруйнованого четвертого енергоблока цієї АЕС на екологічно безпечну систему: Закон України від 11 грудня 1998 р. № 309-XIV / Верховна Рада України. URL: <http://zakon3.rada.gov.ua/laws/show/309-14> (дата звернення: 22.05.2019).

18. Стратегія перетворення об'єкта «Укриття»: Ухвалено рішенням міжвідомчої комісії з комплексного вирішення проблем Чорнобильської АЕС, протокол № 2 від 12.03.2001 / ДСП «Чорнобильська АЕС». 18 с. Інв. № 45 від 04.02.2002.

19. Про Загальнодержавну програму зняття з експлуатації Чорнобильської АЕС та перетворення об'єкта «Укриття» на екологічно безпечну систему: Закон України від 15 січня 2009 р. № 886-VI / Верховна Рада України. URL: <http://zakon5.rada.gov.ua/laws/show/886-17> (дата звернення: 22.05.2019).

20. Чорнобиль четверте десятиліття: монографія / О.І. Бондар, В.М. Ващенко, С.І. Азаров, В.Л. Сидоренко, Є.А. Лоза, І.Б. Кордуба, В.О. Тарасов, О.А. Улицький, В.М. Єрмаков, Ж.І. Патлашенко, О.В. Луньова. Київ: Підприємство "НАІР", 2019. 407 с. С. 102–139.

21. Технологический регламент объекта "Укрытие реактора блока № 4 Чернобыльской АЭС". 1Р-ОУ. ГСП ЧАЭС, 2013.

22. Проектные критерии и требования к инфраструктуре НБК для демонтажа нестабильных конструкций объекта "Укрытие" (SIP 031 003 07 DCR 001 05).

23. Проектные критерии ограничения потенциального облучения для НБК, утвержденные Министерством здравоохранения Украины и ГКЯР, 2005.

24. Литвинов Ю.В., Азаров С.І., Сидоренко В.Л. Оцінка радіаційного впливу при гасінні пожеж на об'єкті "Укриття". *Збірник наукових праць СНУЯЕтаП*. 2013. Вип. 2(46). С. 125–133.

25. Демків А.М., Сидоренко В.Л. Системний підхід до управління екологічними ризиками на об'єктах підвищеної екологічної небезпеки. *Екологічна безпека держави*: Зб. тез доп. XI всеукр. наук.-прак. конф. молод. учених та студ.

(Київ, 20 квітня 2017 р.). Київ, 2017. С. 43.

26. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Задунай О.С. Оцінка безпеки об'єкта «Укриття» в процесі перетворення на екологічно безпечну систему. *Проблеми загальної енергетики*. 2019. № 3(58). С. 55–59.

27. Сидоренко В.Л., Азаров С.І. Багатопараметрична модель зміни технічного стану складного комплексу "Новий безпечний конфайнмент – об'єкт «Укриття»". *Проблеми зняття з експлуатації об'єктів ядерної енергетики та відновлення навколишнього середовища: зб. матер. IV Міжнар. конф. INUDESCO 2019*. (Славутич, 24–26 квітня 2019 р.). Чернігів: ЧНТУ, 2019. С. 221–227.

РОЗДІЛ 5

КОМПЛЕКСНЕ ОЦІНЮВАННЯ ТЕХНОГЕННО-ЕКОЛОГІЧНИХ НЕБЕЗПЕК СХОВИЩА ВІДПРАЦЬОВАНОВОГО ЯДЕРНОГО ПАЛИВА МОКРОГО ТИПУ ТА ЇХ ЕКОЛОГІЧНИХ НАСЛІДКІВ

Для оцінки радіаційної небезпеки СВЯП (додаток Д) та її впливу на навколишнє середовище необхідно провести оцінювання екологічних наслідків під час експлуатації об'єкта, а також безпеки БВ в умовах невизначеності, надійності його конструкції, теплофізичної безпеки БВ та вибухопожежної небезпеки в процесі зберігання ВЯП.

Специфікою прогнозу важких аварій є принципова неможливість як проведення натурних великомасштабних експериментів, так і прямого перенесення результатів лабораторних експериментів на реальні умови розвитку аварії. В цій ситуації зростає роль обчислювального експерименту і підвищуються вимоги до якості чисельного моделювання фізичних явищ. Особливість досліджуваних процесів полягає в істотному розходженні характерних просторово-часових масштабів теплофізичних процесів, газодинамічних плинів і хімічних реакцій, а також в значному впливі геометричних факторів на характеристики газодинамічних збурень. Це викликає значні труднощі під час математичного моделювання. По-перше завдання, що розглядаються істотно багатовимірні. По-друге, через різницю в масштабах провідних процесів системи рівнянь є жорсткими. По-третє, дуже значна кількість теплофізичних процесів і фізико-хімічних чинників, що впливають на розвиток аварійної ситуації. Враховуючи перераховані особливості проблеми для чисельного аналізу нестационарних рівнянь переносу теплоти, а також фазові переходи був розроблений комплекс програм, що дозволяють проводити розрахунки із застосуванням широкого набору чисельних алгоритмів. Це дало можливість підвищити надійність результатів розрахунків і вибирати для вирішення конкретного завдання найбільш адекватний алгоритм.

5.1. Оцінка екологічних наслідків під час експлуатації об'єкта

Основною метою забезпечення екологічної безпеки в процесі експлуатації СВЯП-1 є запобігання неконтрольованого розвитку ядерних реакцій і поширення радіації. СВЯП-1 є безпечним, якщо радіаційний вплив від нього на персонал, населення і навколишнє середовище не перевищує встановлених меж за нормальної експлуатації і під час проектних аварій та обмежується прийнятними значеннями під час важких (запроектних) аварій.

Екологічна безпека СВЯП-1 повинна забезпечуватись на всіх етапах його життєвого циклу від проектування до зняття з експлуатації. Під час проектування закладаються основи екологічної безпечної експлуатації СВЯП-1. Для цього в проекті в повному обсязі враховуються основні принципи екологічної безпеки, а також використовуються системи безпеки і такі проектні рішення за яких установка має властивості самозахищеності, зумовленими фізичними і технічними характеристиками обладнання і систем СВЯП-1.

Відповідно до принципу глибокоешелонованого захисту для запобігання або обмеження несприятливих наслідків збоїв і відмов технічних засобів і помилок персоналу передбачається кілька послідовних рівнів захисту СВЯП-1. Найважливішою вимогою принципу глибокоешелонованого захисту є організація ряду фізичних бар'єрів, що повинні запобігти поширенню продуктів поділу в навколишнє середовище під час їх потенційно можливого витoku з паливної композиції. У СВЯП-1 наявна така система послідовних бар'єрів безпеки, що забезпечує надійне утримання радіоактивних речовин у заданих обсягах або межах споруд [1]: оболонки ТВЕЛ, корпус пеналу, корпус бетонного огороження, корпус БВ тощо. Кожен фізичний бар'єр проектується і виготовляється з урахуванням спеціальних норм і правил для забезпечення його підвищеної надійності. Аналізуючи безпеку, необхідно переконатися в ефективності цих бар'єрів як в умовах нормальної експлуатації, так і в аварійних ситуаціях. Так, для забезпечення цілісності ТВЕЛ як бар'єру безпеки необхідна підтримка заданого температурного режиму його роботи, а також обмеження механічного та корозійного впливу на оболонку. Для цього встановлюють

проектні межі на запас до кризи теплообміну, температуру палива, внутрішній тиск газу під оболонкою, напругу і деформацію оболонки, накопичену втомну, циклічну пошкоджуваність і т.д. У процесі експлуатації бар'єри безпеки повинні перебувати в працездатному стані, що забезпечується підтримкою параметрів СВЯП-1 в заданих проектних межах, а також контролем цілісності та ефективності бар'єрів безпеки. Крім встановлення фізичних бар'єрів безпеки передбачаються технічні та адміністративні заходи по збереженню працездатності цих бар'єрів. Також, незважаючи на всі вжиті заходи щодо запобігання аваріям, плануються заходи щодо захисту населення і навколишнього середовища в разі руйнування бар'єрів. На рис. 5.1 схематично зображено основні критерії забезпечення безпеки в процесі експлуатації СВЯП-1.

Для забезпечення безпеки СВЯП-1 необхідно:

1) обґрунтувати поточний рівень безпеки СВЯП (в період до його консервації і закриття) і визначити необхідність втручання для забезпечення радіаційної безпеки працівників (персоналу) і населення;

2) провести за необхідності всі практично здійсненні заходи з метою підвищення безпеки, спрямовані на реалізацію наступних принципів:

- неперевищення допустимих меж індивідуальних доз опромінення працівників (персоналу) і населення (принцип нормування);

- підтримання на можливо низькому рівні з урахуванням економічних і соціальних факторів індивідуальних доз опромінення і числа опромінюваних осіб з населення (принцип оптимізації);

- зменшення шкідливого впливу в результаті зниження доз повинно бути достатнім для обґрунтування збитків і витрат, в тому числі соціальних, пов'язаних з таким втручанням;

3) обґрунтувати довготривалу безпеку СВЯП і визначити необхідність втручання для забезпечення радіаційного захисту населення;

4) прийняти, за необхідності, всі практично здійсненні заходи щодо забезпечення довгострокової безпеки СВЯП.

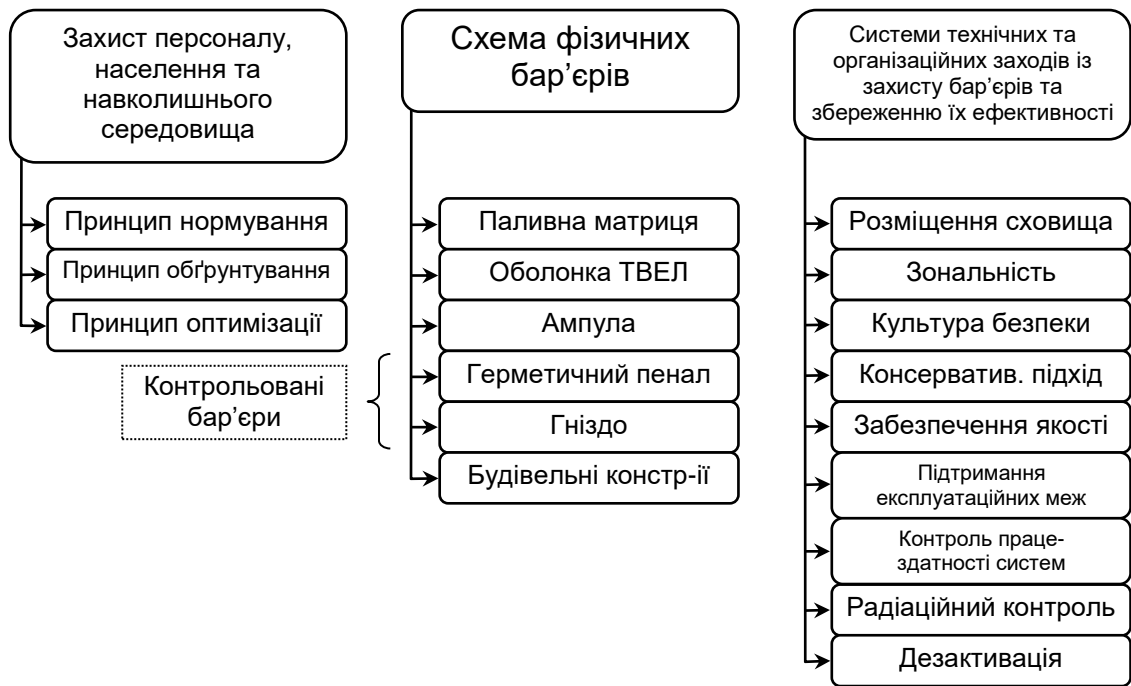


Рис. 5.1 – Основні критерії забезпечення безпеки в процесі експлуатації СВЯП

Об'єктом досліджень є радіаційні впливи на довкілля під час експлуатації СВЯП-1 на території ЧЗВ у випадках виникнення аварійних ситуацій в процесі експлуатації. На етапі експлуатації СВЯП-1 екологічна безпека на території ЧЗВ – радіоактивно забруднена територія, де заборонено постійне проживання цивільного населення, забезпечується веденням технологічних режимів відповідно до технологічного регламенту, інструкцій з експлуатації та іншими регламентуючими документами. Важливою умовою безпеки експлуатації є також наявність необхідного рівня підготовки персоналу й організації робіт. Етап експлуатації є найтривалішим в життєвому циклі СВЯП-1. Під час розгляду питання екологічної безпеки в процесі експлуатації СВЯП-1 враховувалось наступне [2]:

1) нормальна експлуатація – зведення до мінімуму радіоактивних викидів, притаманних цьому режиму, за допомогою забезпечення правильного функціонування систем та обладнання, попередження відмов і аварій;

2) порушення нормальної експлуатації внаслідок виникнення відмов та інцидентів – запобігання їх переростання в проектні аварії для чого необхідно

дотримуватися відповідних інструкцій, контролювати важливі для безпеки параметри;

3) виникнення проектних аварій – запобігання їх переростання в запроектні, що забезпечується виконанням інструкцій і процедур з управління і ліквідації аварій, контролем правильності функціонування системи безпеки;

4) виникнення запроектних аварій – зведення до мінімуму впливу радіації на персонал, населення і навколишнє середовище за допомогою введення в дію планів заходів щодо захисту персоналу та населення, дотримання інструкцій з управління запроектними аваріями.

В ході аналізу безпеки СВЯП-1 розглядається достатність закладених в проекті заходів щодо попередження порушень режимів нормальної експлуатації, а також досліджуються потенційно можливі аварійні ситуації під час різних початкових подій.

Розглянемо радіаційні впливи на довкілля в умовах нормальної експлуатації. Аналіз світового досвіду мокрого зберігання ВЯП показує, що в безаварійних умовах зберігання ВЯП в контейнерах або модулях за регулярного контролю їх герметичності і змін в ТВЕЛ є практично безпечною технологією [3]. Під час нормальної експлуатації СВЯП-1 можливий вихід ізотопів цезію за рахунок дефектів в оболонках ТВЕЛ. В цьому разі викид буде представлений в основному ізотопом ^{137}Cs (>94%) і складе $8,2 \cdot 10^8$ Бк/рік.

Під час моделювання максимальної проектної аварії (далі – МПА) було розглянуто падіння (в момент перевантаження) однієї ВТВЗ з розгерметизацією всіх ТВЕЛ у разі одночасної відмови системи спецвентиляції. Висота викиду радіонуклідів склала 40 м. Вихід активності під час аварій з однієї ВТВЗ (паливо РВПК-1000) був прийнятий наступний, Бк ($\times 10^{10}$): ^{103}Ru – 86,21; ^{106}Ru – 13,32; ^{134}Cs – 477,3; ^{144}Ce – 186,11; ^{140}La – 161,32; ^{90}Sr – 7,4; ^{137}Cs – 363,34; ^{85}Kr – 189,07. За консервативним підходом (постійний напрямок вітру, природний розпад і міграція радіонуклідів не враховуються) максимальне додаткове радіоактивне забруднення прилеглих територій ізотопами цезію за 30-річний період експлуатації СВЯП-1 не перевищить 12 Бк/м^2 [4], що є нехтовно малою

величиною. Необхідно враховувати те, що підвищення концентрації радіонуклідів у повітрі буде короточасним і не призведе до небезпечних впливів на навколишнє середовище. На найближчому кордоні ЧЗВ (12 км в південно-західному напрямку) в залежності від метеорологічних умов поверхневе забруднення ґрунту ^{137}Cs складе (10–90) Бк/м², що відповідає (30–50)% від сучасного фонового рівня забруднення ґрунтового покриву і не призведе до зміни статусу цих територій.

Таким чином, головним критерієм екологічного обґрунтування безпеки в процесі експлуатації СВЯП-1 є можливість забезпечення мінімального збитку в разі виникнення радіаційних аварій. Розрахунок радіаційних впливів на повітряне середовище у разі максимальної проектної аварії показує, що об'ємна активність ізотопів цезію на найближчому кордоні ЧЗВ досягне величини (10–50) Бк/м³.

Під час моделювання запроектованої аварії (далі – ЗПА) було прийнято сценарій падіння літака (заправка паливом 50%) безпосередньо на залізобетонні модулі повністю заповнені ВТВЗ з подальшим горінням авіаційного палива [5–7].

Згідно з рекомендаціями МАГАТЕ [8] для моделювання та розрахунків розсіювання радіонуклідів в атмосфері застосовувалася модель дифузії Пасквілла, що заснована на статистичному (Гауссовому) розподілі домішок. Моделювання та оцінки радіаційних впливів СВЯП на навколишнє середовище проводилося за методикою, викладеною у підрозділі 3.2, що має консервативний підхід.

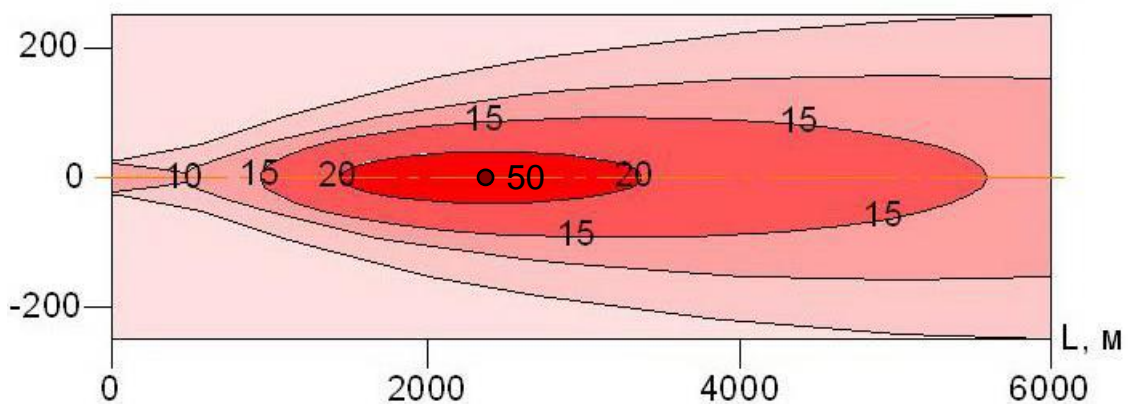


Рис. 5.2. Лінії рівнів густини поверхневого забруднення (кБк/м²)

Аналіз радіаційного впливу в разі ЗПА показав (рис. 5.2), що максимальне додаткове поверхнєве забруднення ґрунтового покриву ^{137}Cs може досягати величини $50,0 \text{ кБк/м}^2$ ($13,5 \text{ Кі/км}^2$) і буде спостерігатися на відстані (2000–2400) м від об'єкта, тобто в разі розміщення СВЯП-1 не на території ЧЗВ, а в іншому районі України, такий розвиток подій призвів би до радіоактивного забруднення призначених для забудови територій і значного матеріального і морального збитку. Дози було розраховано для різних категорій стабільності атмосфери за Паскуїллом-Гіффордом та середніх швидкостей вітру (1,2–1,6 м/с), що характерні для даних категорій (табл. 5.3).

Таблиця 5.3

Прогнозована доза (мЗв) за перші 10 діб після аварії

| Відстань, км | Категорія стійкості за Паскуїллом-Гіффордом | | | | | |
|--------------|---|-------|-------|------|-------|------|
| | А | В | С | Д | Е | Ф |
| 1,0 | 13,70 | 17,20 | 27,10 | 34,1 | 42,70 | 58,4 |
| 3,0 | 5,6 | 6,8 | 9,4 | 10,4 | 33,6 | 42,9 |

Аналіз радіаційного впливу на поверхневі води показав, що у разі такого розвитку подій на території затопленої заплави р. Прип'ять осяде близько $7,5 \cdot 10^9$ Бк ізотопів цезію, що значно менше величини її сумарного виносу з річним стоком – 10^{13} Бк.

Специфіка виробничих умов на підприємствах, розташованих на території ЧЗВ, сприяє формальному «пом'якшенню» радіаційних впливів на їх персонал у разі виникнення МПА і ЗПА (табл. 5.4).

Величина індивідуальної ефективної еквівалентної дози внаслідок МПА на кордоні 10-кілометрової зони ЧАЕС (на відстані 2 км від СВЯП-1) в залежності від метеорологічних умов складе (1,3–4,7) мЗв, а для ЗПА – (12,3–49,3) мЗв. У цьому разі на найближчому кордоні ЧЗВ (на відстані 12 км від СВЯП-1) індивідуальні ефективні еквівалентні дози для МПА будуть варіювати в інтервалі (0,02–0,8) мЗв, а для ЗПА – (1,2–7,5) мЗв [9]. Дані про ймовірність перевищення річного ліміту дози внаслідок МПА і ЗПА для населення наведено в табл. 5.5.

Таблиця 5.4

Додаткові дозові навантаження на персонал сусідніх об'єктів під час нормальної експлуатації і можливих аварій у СВЯП-1

| Об'єкт | Контрольні рівні на підприємствах ЧЗВ [10], мЗв/рік | Існуючі дозові навантаження [11], мЗв/рік | Додаткові дозові навантаження в нормальних умовах, мЗв/рік | МПА, мЗв/рік | ЗПА, мЗв/рік |
|-------------------------|---|---|--|--------------|--------------|
| СВЯП-1 | 17 | 3,01 | $7 \cdot 10^{-5}$ | 4,7 | 49,3 |
| Головні корпуси ЧАЕС | 17 | 3,01 | $7 \cdot 10^{-5}$ | 2,9 | 25,8 |
| Комплекс «Вектор» | 18 | 0,14 | $5 \cdot 10^{-3}$ | 1,3 | 12,3 |
| ППРВ «Буряківка» | 18 | 1,64 | $2 \cdot 10^{-3}$ | 0,8 | 7,5 |
| ЗПЖРВ, ПКОТРВ | 17 | 3,01 | $7 \cdot 10^{-5}$ | 0,3 | 4,3 |
| Підпр-ва в м. Чорнобилі | 2,3–15 | 0,1–3,9 | $3 \cdot 10^{-5}$ | 0,02 | 1,2 |

Таблиця 5.5

Додаткові дозові навантаження на населення в разі можливої аварії з максимальними наслідками

| Відстань від СВЯП-1, км | Межа дози опромінення населення [11], мЗв/рік | Додаткові дозові навантаження на населення під час нормальної експлуатації, мЗв/рік | МПА, мЗв/рік | ЗПА, мЗв/рік |
|-------------------------|---|---|-------------------|--------------|
| 30 | 1,0 | $1,5 \cdot 10^{-5}$ | $7 \cdot 10^{-3}$ | 1,6 |
| 40 | 1,0 | $1,0 \cdot 10^{-5}$ | $5 \cdot 10^{-3}$ | 0,9 |
| 70 | 1,0 | $4,0 \cdot 10^{-6}$ | $2 \cdot 10^{-3}$ | 0,07 |

5.2. Оцінка безпеки басейну витримки в умовах невизначеності

Нині методологія нечітких обчислень використовується під час управління складними об'єктами критичного застосування, наприклад, в атомній і аерокосмічній галузі. Високі вимоги до безпеки БВ ВЯП та особливості культури безпеки є стримуючим фактором на шляху впровадження нових інформаційних технологій (далі – ІТ), інтелектуальних інновацій в практику забезпечення

безпеки об'єктів та інфраструктури, аварії і порушення в роботі яких є неприйнятними. Проте, подальший розвиток ІТ, методів ядерної інженерії обумовлює поступову адаптацію нечітких методів для управління складними технологічними процесами, прийняття рішень в реальному часі. Байєсові мережі довіри (далі – БМД) знаходять широке застосування в задачах оцінювання безпеки БВ, що характеризуються невизначеністю, неповнотою знань, впливом безлічі стохастичних чинників. Так, наприклад, БМД застосовуються в якості основи для побудови експертної діагностичної системи для операторів АЕС [2] для моделювання складних промислових об'єктів [3], а також для оцінки надійності і безпеки складних систем [4]. Таким чином, можна припустити, що в майбутньому, з урахуванням тенденцій ускладнення БВ ВЯП, впровадженням ІТ, область застосування нечітких обчислень і БМД буде розширюватися. БМД і нечітка логіка представляють основу для розробки підходу до обліку невизначеності в комплексній динамічній системі. БМД враховує стохастичну невизначеність, а нечітка логіка оперує з неточністю вихідних даних, з великим обсягом якісної інформації за допомогою функції приналежності нечітких множин.

БВ ВЯП є складною ієрархічною системою, представленою у вигляді множини рівнів підсистем, компонентів і елементів. Ієрархія БВ ВЯП є базовою посилкою для подання у вигляді ієрархії методів оцінки його безпеки. Це означає, що вихідні дані моделі оцінки параметрів, наприклад елементів, можуть бути використані для оцінки безпеки компонентів; дані, отримані під час оцінки безпеки компонентів можуть бути використані для оцінки безпеки підсистем і так далі. З іншого боку, вихідні дані моделей оцінки безпеки систем БВ ВЯП можуть бути використані в якості вхідних даних для компонентів БВ ВЯП. Таким чином, для аналізу безпеки БВ ВЯП можлива послідовна висхідна і низхідна інтеграція методів. Подібна інтеграція різних методів призводить до того, що відбувається компенсація нестачі даних для моделей більш «високого» рівня за рахунок «надлишку» даних на «низькому» рівні ієрархії. Послідовність оцінки безпеки БВ ВЯП, запропонований в рамках даного підходу, наведено на рис. 5.3.

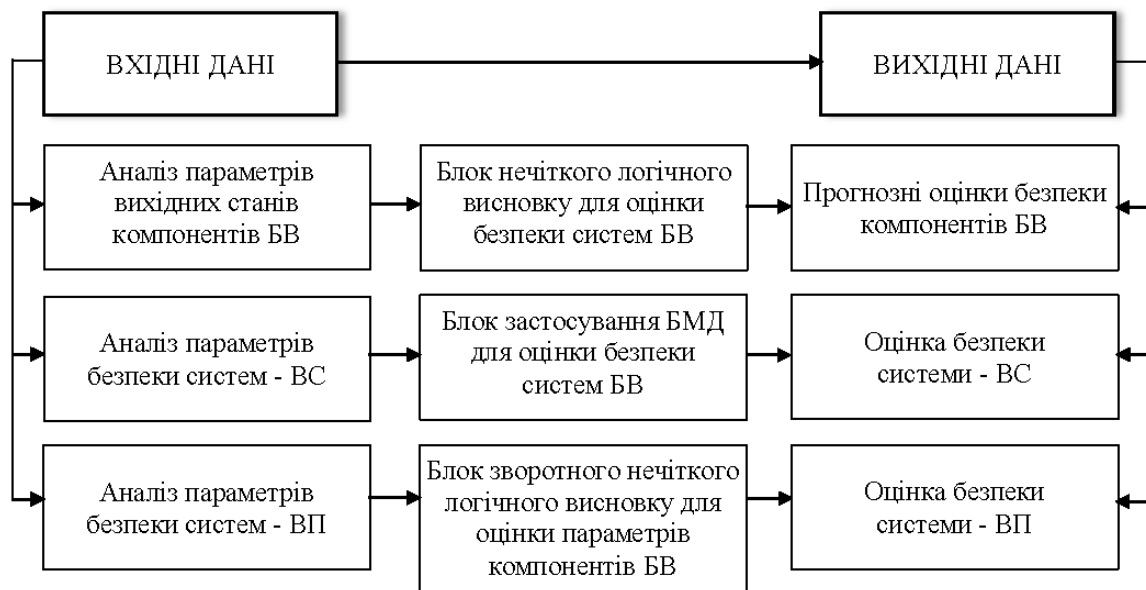


Рис. 5.3. Послідовність аналізу і оцінки безпеки БВ ВЯП

Запропонований метод заснований на таких припущеннях: будь-який об'єкт в БВ ВЯП може бути представлений у вигляді сукупності ієрархічних рівнів об'єктів: систем, компонентів і елементів; будь-який об'єкт в БВ ВЯП може бути представлений у вигляді БМД.

Критичність стану як оцінка безпеки БВ ВЯП. В якості оцінки безпеки пропонується розглядати критичність системи $Crt(S_i)$. Відповідно до [2], критичність $Crt(S_i)$ системи вимірюється в просторі ймовірності $P(t)$ виникнення аварії (збою) в цій системі і тяжкості S її наслідків. Висока критичність системи відповідає її знаходженню в граничному (передаварійному) стані, за якого її подальше застосування за призначенням неприпустимо або недоцільно, чи відновлення справного або працездатного стану неможливе або недоцільне. В цьому разі основною відмінністю поняття граничного стану в теорії безпеки БВ ВЯП є облік наслідків відмови (аварії) системи, що знаходиться в передаварійному стані. Слід відзначити, що поняття критичності стану БВ має відмінності від поняття критичність ВЯП. Поняття критичність стану БВ розглядається в якості оцінки його безпеки. Чим вище критичність стану, тим нижче рівень його безпеки, і навпаки. Розглянемо послідовно всі блоки запропонованого методу.

1. *Блок нечіткого логічного висновку для оцінювання безпеки БВ ВЯП на основі параметрів станів її компонентів.* Система представляється у вигляді сукупності компонентів. Попередньо повинно бути вирішене підзавдання виділення найбільш важливих компонентів системи, стан, яких визначає її безпеку. Вхідними даними блоку є параметри компонентів. Необхідно сформулювати множину інформативних (істотних) параметрів, значення яких дозволяють ідентифікувати стан об'єкта дослідження. Таким чином, блок нечіткого логічного висновку дозволяє визначити оцінки безпеки, наприклад, системи S_1 з урахуванням параметрів її компонентів, $S_{11}, S_{12}, \dots, S_{1n}$.. Вихідні дані – оцінки безпеки (критичність) системи.

2. *Блок застосування БМД для оцінювання безпеки БВ ВЯП.* Застосовується на наступному, більш високому рівні ієрархії БВ ВЯП, на рівні систем. Множина систем K_I розподіляється на дві множини: системи-(вузли-причини (далі – В-П)) і системи-(вузли-слідства (далі – В-С)). З використанням БМД оцінки безпеки систем-В-П використовуються для визначення оцінок безпеки систем-В-С. БМД дозволяє визначити стан системи-В-С за умови наявності оцінок станів безпеки систем-В-П з використанням таблиці умовних ймовірностей (далі – ТУІ), що визначають зв'язок між станами систем. Вихідними даними є оцінки безпеки систем-В-П, отримані з використанням першого блоку, блоку нечіткого логічного висновку, і ТУІ. Вихідними даними є оцінки безпеки системи-В-С.

3. *Блок зворотного нечіткого логічного висновку (низхідні висновки),* що дозволяє отримати прогнози оцінки станів компонентів, що входять до системи-В-С, оцінка безпеки якої була отримана з використанням блоку 2. Зворотній нечіткий логічний висновок дозволяє отримати значення функції приналежності посилок і на їх основі визначити прогнози оцінки станів компонентів систем.

Розглянемо застосування блоку нечіткого логічного висновку для оцінювання безпеки системи аварійного охолодження (далі – САО) БВ. САО призначена для охолодження ВЯП в нормальних умовах і аварійних ситуаціях. Завдання визначення оцінки безпеки САО представлено у вигляді задачі пошуку відображення вигляду:

$$X^* = (x_1^*, x_2^*, x_3^*, \dots, x_n^*) \rightarrow d_j \in D = (d_1, d_2, d_3, \dots, d_m), \quad (5.1)$$

де X^* – множина параметрів, що описують стан компонентів САО;

D – множина можливих $d_j, j=1 \dots m$, оцінок безпеки САО.

Особливостями вирішення завдання є: подання параметрів, що описують стан компонентів і оцінок безпеки у вигляді лінгвістичних змінних. Першим підзавданням блоку 1 є вибір множини компонентів, найбільш важливих з точки зору виконання функцій безпеки САО з охолодження ВЯП. До таких компонентів САО можуть бути віднесені, наприклад, насоси, конденсаційний пристрій. Надійна робота будь-якого з насосів є критичним аспектом з точки зору виконання САО функцій безпеки.

Другим підзавданням блоку 1 є вибір функціональних параметрів x_1-x_n , що характеризують стан важливих компонентів САО. До основних параметрів, що характеризують стан роботи насосу можна віднести: величину подачі, натиск, частоту обертання. Перевищення (зниження) цих параметрів щодо певних значень може бути ознакою збоїв або відмов, які можуть привести до деградації функцій безпеки САО. Інформативним параметром, за яким можна зробити висновок про стан САО, є запас води. Зниження рівня води в БВ є ознакою порушення нормального функціонування САО. Використання нечіткого логічного висновку передбачає опис причинно-наслідкового зв'язку між параметрами насосів і оцінками безпеки САО.

Таким чином, для отримання оцінки безпеки САО необхідно:

- визначити значення параметрів, що описують функціонування компонентів САО:

$$X^* = (x_1^*, x_2^*, x_3^*, \dots, x_n^*); \quad (5.2)$$

- побудувати графіки функцій приналежності $\mu^{a_i^{lp}}(x_i^*)$ лінгвістичних термів безпеки САО;

- визначити значення функції приналежності $\mu^{a_i^{jp}}(x_i^*)$ за фіксованих значень параметрів $X^*=(x_1^*, x_2^*, x_3^*, \dots, x_n^*)$;

- з використанням логічного рівняння, визначити значення функцій приналежності $\mu^{d_j}(x_1^*, x_2^*, x_3^*, \dots, x_n^*)$ для всіх можливих оцінок безпеки САО $D=(d_1, d_2, d_3, \dots, d_m)$.

Фрагмент бази знань, що використовується для побудови логічних рівнянь для САО, наведений в табл. 5.6.

Таблиця 5.6

Фрагмент бази знань для САО

| Подача | Натиск | Частота обертання | Запас води в БВ | Критичність САО |
|--------|--------|-------------------|-----------------|-----------------|
| Н | Н | Н | Н | В |
| Н | С | Н | Н | В |
| Н | С | С | Н | В |
| Н | С | С | С | С |
| | | | | |
| В | В | В | В | Н |

Примітка: Н – низька критичність; С – середня критичність; В – висока критичність.

В якості рішення обирається d_j^* , для якого:

$$\mu^{d_j^*}(x_1^*, x_2^*, x_3^*, \dots, x_n^*) = \max \left[\mu^{d_j}(x_1^*, x_2^*, x_3^*, \dots, x_n^*) \right], j = \overline{1, m}. \quad (5.3)$$

В якості рішення обирається d_j^* , для якого:

$$\mu^{d_j^*}(x_1^*, x_2^*, x_3^*, \dots, x_n^*) = \max \left[\mu^{d_j}(x_1^*, x_2^*, x_3^*, \dots, x_n^*) \right], j = \overline{1, m}. \quad (5.4)$$

Таким чином, можуть бути визначені оцінки безпеки всіх систем-В-П, що є вихідною інформацією для блоку 2. Стан БВ також визначається якістю виконання функцій безпеки, наприклад, системою аварійного газовидалення (далі – САГВ), що виконує функцію видалення радіолітичного газу (H_2). Основними компонентами САГВ є байпасний трубопровід для забезпечення видалення надлишкового H_2 , індикатор газу для подачі сигналу про наявність H_2 над БВ, відсічна арматура, парогазова порожнина тиску та ін. Якість виконання функцій

безпеки САГВ, особливо під час виникнення аварійної ситуації, визначає стан БВ.

4. Блок застосування БМД для оцінювання безпеки систем БВ. В рамках даного підходу БМД використовується для: прогнозування оцінок безпеки (критичності) системи-В-С (БВ) в залежності від станів систем-В-П (САГВ і CAO). В цьому разі, в залежності від інформації про зміни стану системи-В-С, що надійшла до БМД, з використанням ТУІ, яка визначає зв'язки станів В-П і В-С, здійснюється перерахунок імовірності знаходження системи-В-С (БВ) в кожному зі своїх можливих станів; визначення станів систем-В-П (CAO і САГВ) за свідченнями (фактам) про їх можливий стан (завдання діагностики).

У БМД імовірності перебування Б-В (S_3) в різних станах з множини S_3 в залежності від станів систем причин (CAO – S_1 , САГВ – S_2) можуть бути визначені за співвідношенням виду:

$$P(S_3^{(k)}) = \sum_i \sum_j P(S_3^{(k)} / S_1^{(i)}, S_2^{(j)}) P(S_1^{(i)}) P(S_2^{(j)}), \quad (5.5)$$

де $P(S_3^{(k)})$ – імовірність перебування S_3 в k -му стані;

$(S_3^{(k)} / S_1^{(i)}, S_2^{(j)})$ – умовна ймовірність перебування системи S_3 в k -му стані за умови перебування системи S_1 в i -му стані та системи S_2 в j -му стані (умовні імовірності для БМД задаються спеціалістом експертом);

$P(S_1^{(i)})$ – імовірність перебування системи S_1 в i -му стані;

$P(S_2^{(j)})$ – імовірність перебування системи S_2 в j -му стані.

Таким чином, застосування БМД дозволяє визначити оцінку безпеки БВ з урахуванням станів систем безпеки: САГВ і CAO. Вихідними даними для БМД є оцінки критичності CAO і САГВ, а також ТУІ, що зв'язує стани обох систем-В-П і системним блоком є прогнозна оцінка безпеки БВ, представлена у вигляді наступного розподілу:

$$P(\text{Crt}(S_1) = \text{Високе}) = P_1; P(\text{Crt}(S_1) = \text{Середнє}) = P_2; P(\text{Crt}(S_1) = \text{Низьке}) = P_3 \sum_{i=1}^3 P_i = 1. \quad (5.6)$$

Після визначення оцінки безпеки БВ представляє інтерес рішення задачі прогнозування станів його компонентів без використання додаткової інформації.

Дане завдання вирішується в блоці зворотного нечіткого логічного висновку (далі – ЗНЛВ). Вхідними даними блоку є оцінка безпеки БВ. Вихідними даними – прогнознi оцінки станів його компонентів.

5. Блок ЗНЛВ для прогнозування параметрів стану компонентів БВ. Завдання ЗНЛВ може бути сформульоване таким чином: визначити оцінки вхідних параметрів, які описують стан компонентів БВ, за умови, що матриця знань і вихідні оцінки безпеки БВ, відомі. В термах вхідних A і вихідних B множин зв'язок між ними може бути представлений у вигляді:

$$B = A \cdot R, \quad (5.7)$$

де $A(B)$ – нечітка множина вхідних (вихідних) параметрів, визначена в просторі $X(Y)$;

R – матриця знань.

Фізичний сенс матриці R може бути наступним. Між вхідними та вихідними параметрами нечіткої моделі існують причинно-наслідкові зв'язки. Фактично завдання зворотного виведення зводиться до відновлення стану вектору причин, що викликали поточний стан вектору наслідків. Причинний взаємозв'язок між множиною посилок і множиною наслідків представляється у вигляді бінарного нечіткого відношення виду:

$$P = \{ \mu(x_i, y_i) | \langle x_i, y_i \rangle \}. \quad (5.8)$$

Матриця знань R може бути представлена як

$$M_P = \begin{pmatrix} r_{11} & r_{12} & \dots & r_{1n} \\ r_{21} & r_{22} & \dots & r_{2n} \\ \dots & \dots & r_{ij} & \dots \\ r_{m1} & r_{m2} & \dots & r_{mn} \end{pmatrix} \quad (5.9)$$

де r_{ij} – елемент матриці відносин, що виражає ступінь впевненості експерта в існуванні причинно-наслідкового зв'язку між параметром входу компонента і відповідним параметром виходу, який описує безпеку системи.

Чим вище величина r_{ij} , тим більше впевненість експерта в тому, що

конкретна передумова (вхід) призведе до конкретного висновку (виходу). В рамках прикладу, БВ може перебувати в одному з трьох можливих станів безпеки: критичність *висока, середня, низька*.

В рамках прикладу було отримано наступний розподіл:

$$P(\text{Crt}(S_1) = \text{Високе}) = 0,7; P(\text{Crt}(S_1) = \text{Середнє}) = 0,1; P(\text{Crt}(S_1) = \text{Низьке}) = 0,2. \quad (5.10)$$

Вводиться вектор параметрів станів y_1, y_2, y_3 . Значеннями цих параметрів є значення вектору параметра станів системи (вихідні параметри БМД). Напишемо цей вектор у вигляді:

$$B = 0,7 \mid y_1 + 0,1 \mid y_2 + 0,2 \mid y_3. \quad (5.11)$$

У блоці зворотного нечіткого виведення вираз, наприклад, $0,7 \mid y_1$ означає, що ступінь впевненості експерта в приналежності системи S_1 до стану $\text{Crt}(S_1) = \text{Висока}$ дорівнює 0,7.

Завдання полягає в тому, щоб визначити можливі значення ступенів належності вектору передумов. Іншими словами, необхідно знайти таку нечітку множину $A = \{\mu(x_1) \mid x_1, \mu(x_2) \mid x_2, \dots, \mu(x_n) \mid x_n\}$, що відповідала б нечіткій множині B . Нечітку множину A можна представити у вигляді вектору $a = (a_1, a_2, \dots, a_n)$, де a_n – відповідне значення ступеню приналежності $\mu(x_n)$ параметру стану компонента. Як аналізований компонент БВ розглядаються ВЯП S_{11} і САО контур S_{12} . Саме параметри цих компонентів визначають стан БВ в цілому. Найбільшою цінністю зворотного нечіткого висновку є розгляд параметрів, важливих для безпеки, для яких можливість фізичного виміру істотно обмежена. Розглядаються два параметри: a_1 – температура ТВЕЛ і a_2 – рівень води в БВ. В результаті експертизи було отримано матрицю знань виду:

$$R = \begin{pmatrix} 0,9 & 0,1 & 0,2 \\ 0,6 & 0,5 & 0,5 \end{pmatrix}. \quad (5.12)$$

З урахуванням матриці знань і розподілу ймовірностей з урахуванням БМД

було отримано наступне логічне рівняння:

$$[0,7 \quad 0,1 \quad 0,2] = [a_1 \quad a_2] \circ \begin{vmatrix} 0,9 & 0,1 & 0,2 \\ 0,6 & 0,7 & 0,5 \end{vmatrix}. \quad (5.13)$$

При використанні max-min композиції останнє співвідношення перетвориться до виду:

$$0,7 = (0,9 \wedge a_1) \vee (0,6 \wedge a_2); 0,1 = (0,1 \wedge a_1) \vee (0,7 \wedge a_2); 0,2 = (0,2 \wedge a_1) \vee (0,2 \wedge a_2). \quad (5.14)$$

При вирішенні цього рівняння отримаємо такі оцінки: $a_1=0,7; 0,2$ і $a_2=0,1$.

Таким чином, стан БВ, який отриманий з використанням БМД, обумовлено високою температурою ТВЕЛ, оскільки саме цієї посліді відповідає найбільше значення функції приналежності.

Розглянемо також задачу поширення аварійної ситуації між елементами однієї з систем БВ. Позначимо: A – множина яка являє собою систему, що розглядається, R – перетікаюче відношення «елемент a_i комунікативно пов'язаний в системі з елементом a_j », μ_R – функція належності елементів відношення $R \subseteq A \times A$, яка характеризує об'єм сигналів між вузлами, μ_{RT} – функція належності елементів відношення R , що характеризує ступінь зміни об'єму сигналів між вузлами за певний відрізок часу. Потрібно визначити: ступінь розповсюдження аварійної ситуації та тенденцію агресії аварійного сценарію в множині A на підставі аналізу наявних сигнальних комунікацій μ_R та μ_{RT} . Задаємо відношення R в множині A матричним способом (табл. 5.7).

Таблиця 5.7

Матриця переходів

| R | a_1 | a_2 | a_i | a_n |
|-------|----------------------------------|----------------------------------|-------|----------------------------------|
| a_1 | $\mu_R(a_1a_1)/\mu_{RT}(a_1a_1)$ | $\mu_R(a_1a_2)/\mu_{RT}(a_1a_2)$ | ... | $\mu_R(a_1a_n)/\mu_{RT}(a_1a_n)$ |
| a_2 | $\mu_R(a_2a_1)/\mu_{RT}(a_2a_1)$ | $\mu_R(a_2a_2)/\mu_{RT}(a_2a_2)$ | ... | $\mu_R(a_2a_n)/\mu_{RT}(a_2a_n)$ |
| ... | ... | ... | ... | ... |
| a_3 | $\mu_R(a_3a_1)/\mu_{RT}(a_3a_1)$ | $\mu_R(a_3a_2)/\mu_{RT}(a_3a_2)$ | ... | $\mu_R(a_3a_n)/\mu_{RT}(a_3a_n)$ |

Завдання можливо вирішити використавши транзитивне замикання

перетікаючого відношення, тому що дана операція дозволяє змодельовати зміну параметру в часі, як, наприклад, розповсюдження аварії.

Матриця R^* не буде змінюватись за параметром $\mu_R(a_i, a_j)$, тобто $R^{k-1}=R^k$ і за параметром $\mu_{RT}(a_i, a_j)$, тобто $RT^{\delta-1}=RT^\delta$.

Можливі три варіанти розв'язання:

1) $s=k$. Ступінь проникнення аварійної ситуації в напрямку (a_i, a_j) , визначається величиною $\mu_R(a_i, a_j)$, а тенденція зміни цього параметру – константа $\mu_{RT}(a_i, a_j)$.

2) $s < k$. Ступінь проникнення аварії в напрямку (a_i, a_j) , визначається величиною $\mu_R(a_i, a_j)$, що продовжує змінюватись, а тенденція зміни $\mu_R(a_i, a_j)$ – константа. Отже, в процесі наявні невраховані фактори, що впливають на ступінь розповсюдження аварії.

3) $s > k$. Ступінь проникнення аварії в напрямку (a_i, a_j) , визначається величиною $\mu_R(a_i, a_j)$, а тенденція зміни цього параметру $\mu_{RT}(a_i, a_j)$ вказує на можливість збільшення величини $\mu_R(a_i, a_j)$.

При першому варіанті рішення, існуючі заходи безпеки організації взаємодії між вузлами залишаємо без змін. У другому варіанті необхідно виявляти невраховані фактори, що впливають на розповсюдження аварії та спробувати їх врахувати. В третьому випадку необхідно посилити заходи з безпеки.

Нехай перетікаючі відношення задано матрицею:

$$\begin{array}{c|ccc}
 R & a_1 & a_2 & a_3 \\
 \hline
 a_1 & \left[\begin{array}{c} 1,0 \\ / \\ 1,0 \end{array} & \left[\begin{array}{c} 0,3 \\ / \\ 0,5 \end{array} & \left[\begin{array}{c} 0,4 \\ / \\ 0,5 \end{array} \right. \\
 a_2 & \left[\begin{array}{c} 0,4 \\ / \\ 0,3 \end{array} & \left[\begin{array}{c} 1,0 \\ / \\ 1,0 \end{array} & \left[\begin{array}{c} 0,6 \\ / \\ 0,4 \end{array} \right. \\
 a_3 & \left[\begin{array}{c} 0,5 \\ / \\ 0,2 \end{array} & \left[\begin{array}{c} 0,3 \\ / \\ 0,9 \end{array} & \left[\begin{array}{c} 1,0 \\ / \\ 1,0 \end{array} \right.
 \end{array} \right]
 \end{array} \quad (5.15)$$

Матрицю суміжності $\|F\|$ в ході формування матриці переходів можна представити у вигляді:

$$\|F\| \rightarrow \begin{matrix} & R & & R^2 & & R^3 \\ \begin{bmatrix} 1,0 & 0,3 & 0,4 \\ 0,4 & 1,0 & 0,6 \\ 0,5 & 0,3 & 1,0 \end{bmatrix} & \begin{bmatrix} 1,0 & 0,3 & 0,4 \\ 0,5 & 1,0 & 0,6 \\ 0,5 & 0,3 & 1,0 \end{bmatrix} & \begin{bmatrix} 1,0 & 0,3 & 0,4 \\ 0,5 & 1,0 & 0,6 \\ 0,5 & 0,3 & 1,0 \end{bmatrix} \end{matrix}. \quad (5.16)$$

Матрицю суміжності $\|G\|$ в ході формування матриці переходів можна представити у такому вигляді:

$$\|G\| \rightarrow \begin{matrix} & RT & & RT^2 & & RT^3 \\ \begin{bmatrix} 1,0 & 0,5 & 0,5 \\ 0,3 & 1,0 & 0,4 \\ 0,2 & 0,9 & 1,0 \end{bmatrix} & \begin{bmatrix} 1,0 & 0,5 & 0,5 \\ 0,3 & 1,0 & 0,4 \\ 0,3 & 0,9 & 1,0 \end{bmatrix} & \begin{bmatrix} 1,0 & 0,5 & 0,5 \\ 0,3 & 1,0 & 0,4 \\ 0,3 & 0,9 & 1,0 \end{bmatrix} \end{matrix}. \quad (5.17)$$

Знайдемо транзитивне замикання:

| | | | | | |
|-----|-------|-------------|-------------|-------------|--------|
| | R | a_1 | a_2 | a_3 | |
| F | a_1 | $1,0 / 1,0$ | $0,3 / 0,5$ | $0,4 / 0,5$ | (5.18) |
| | a_2 | $0,5 / 0,3$ | $1,0 / 1,0$ | $0,6 / 0,4$ | |
| G | a_3 | $0,5 / 0,3$ | $0,3 / 0,9$ | $1,0 / 1,0$ | |

В результаті отримаємо: $s=k=3$. Отже наявні заходи з безпеки організації обміну сигналами між елементами системи БВ залишаємо без змін.

Таким чином, використовуючи транзитивне замикання над перетікаючими множинами відносин (зв'язків) можна отримати модель:

- в якому обсязі аварійна ситуація порушить взаємозв'язки елементів будь-якої системи БВ;

- призведе аварія до подальшого зростання порушень між елементних зв'язків всередині системи БВ;

- як порушення всередині будь-якої системи БВ позначиться на міжсистемних зв'язках і на працездатності всього сховища;

- сценарії розвитку аварії в БВ.

5.3. Оцінка надійності конструкції басейну витримки

Надійність – один з критеріїв безпечної та ефективної роботи будь-якої системи або пристрою. Система захисту ефективна тільки в тій мірі, в якій вона надійна. Поняття надійності дуже близьке до поняття безпеки, проте безпека включає в себе надійність як абсолютно необхідну вимогу, але не достатню. Будь-який об'єкт, система мають визначену якість, тобто сукупність властивостей, що обумовлюють і визначають придатність об'єкта задовольняти цілком певні потреби відповідно до його призначення. Однією з найважливіших властивостей є надійність. Під надійністю розуміють властивість БВ зберігати в часі у встановлених межах значення всіх параметрів, що характеризують здатність виконувати необхідні функції в заданих режимах та умовах застосування і технічного обслуговування [12, 13].

Технічна характеристика, що кількісним чином визначає одну або кілька властивостей, які є складовими надійності БВ, називається показником надійності (далі – ПН). Він кількісно характеризує, якою мірою даному об'єкту притаманні певні властивості, що зумовлюють надійність. ПН може мати розмірність (наприклад, середній час відновлення) або не мати її (наприклад, ймовірність безвідмовної роботи). Надійність, як і безпека, є комплексною властивістю, що в залежності від призначення БВ та умов його застосування може включати безвідмовність, ремонтпридатність, стійкість і живучість.

Відомо, що тимчасові характеристики ПН носять імовірнісний характер і тому для кількісної оцінки використовується апарат прикладної математичної статистики [14]. В основі цього апарату лежать поняття функції розподілення (далі – ФР). Вибір ФР є важливим моментом в ході оцінки надійності БВ (особливо за відсутністю експериментальних даних) і він визначається багатьма факторами: призначенням об'єкта, умовами і тривалістю його експлуатації, механізмами процесів старіння, корозії і деградації. Правильно обрана ФР повинна адекватно відповідати часовій еволюції комплексного забезпечення надійності (далі – КЗН) в процесі експлуатації БВ. Існують загальні рекомендації щодо вибору ФР для різних об'єктів, що базуються на експериментальних

результатах, даних розрахунків і накопиченому в даній області досвіду. Якщо прийняти, що основним механізмом досягнення БВ граничного стану можна вважати процеси деградації, які викликані старінням матеріалів, то для зазначеного об'єкта рекомендується використовувати такі ФР [15]: дифузійне монотонне (DM) розподілення; логарифмічно нормальне (LN) розподілення; розподілення Вейбулла (W).

Розглянемо всі три перераховані варіанти ФР і приведені порівняльні характеристики отриманих результатів. З встановленої номенклатури КЗН під час довгострокового прогнозування надійності БВ домінуючу роль гратимуть показники довговічності (термін служби). Для БВ час до введення в експлуатацію дуже малий в порівнянні з часом експлуатації і може не враховуватися в тривалострових прогнозах щодо надійності. Під час проведення досліджень в області надійності БВ необхідно розробити модель, в рамках якої проводиться визначення надійності об'єкта. У загальному випадку ця модель повинна враховувати призначення і структуру об'єкту, номенклатуру КЗН, кінетику (тимчасову залежність) КЗН в процесі експлуатації, методи випробувань на надійність і методи обробки результатів випробувань.

Оскільки в роботі розглядаються виключно розрахункові методи визначення надійності БВ, відповідна модель носить математичний характер і базується на таких передумовах:

- БВ експлуатується відповідно до вимог технічних умов;
 - надійність БВ в ході експлуатації визначається показником довговічності – строк служби;
 - кінетика ПН БВ в процесі експлуатації визначається його напрацюванням протягом строку служби, який підпорядковується ймовірнісному закону, що задається ФР;
 - в якості ФР відносно до БВ можуть бути використані DM-, LN- чи W-розподілення;
 - можливі відмови є ресурсними та мають поступовий характер.
- Функціональний вигляд DM-, LN- та W-розподілень наведений в табл. 5.8 [16].

Таблиця 5.8

Залежність ПН від вибору виду функції розподілу

| ФР | $P(t)$ | T_{cp} |
|----|---|---|
| DM | $P(t) = \Phi \left[\frac{a-t}{\sigma\sqrt{at}} \right]$ | $T_{cp} = a \left(1 + \frac{\sigma^2}{2} \right)$ |
| LN | $P(t) = \Phi \left[\frac{\ln(a/t)}{\sigma} \right]$ | $T_{cp} = a \exp \left(\frac{\sigma^2}{2} \right)$ |
| W | $P(t) = \exp \left[-\left(\frac{t}{a} \right)^{\frac{1}{\sigma}} \right]$ | $T_{cp} = a \Gamma(1 + \sigma)$ |

Примітки: a – параметр масштабу; σ – параметр форми; $\Gamma(\cdot)$ – гамма-функція; $\Phi(\cdot)$ – інтеграл ймовірності.

Як видно з табл. 5.8, перелічені ФР являють собою двох параметричні сімейства з параметрами a та σ ; виключення складає W-розподілення: у разі $\sigma=1$ воно виражається в одно параметричне експоненційне розподілення. Наявність двох параметрів у ФР, що розглядаються, не дозволяє одночасно визначити значення параметрів a та σ , і один з них повинен бути долучений до розрахункових даних. Показник параметру масштабу a визначає тільки проміжок часу, що розглядається, в якості незалежного вихідного параметру було обрано параметр форми σ . Параметр форми σ визначає вид (форму) ФР та на різних етапах експлуатації БВ має різні значення.

Розрізняють три таких етапи [15–17]: етап «припрацювання» ($\sigma < 1$), етап нормальної експлуатації ($\sigma = 1$) та етап роботи в режимі зносу та старіння ($\sigma > 1$). Перший етап характеризується збільшеною кількістю «раптових» відмов, що викликані наявністю дефектних деталей та комплектуючих, можливими конструктивними помилками, невідповідністю умов експлуатації. Другий етап – самий тривалий в експлуатації БВ; він характеризується мінімальною кількістю відмов, так як передбачається, що всі вузли «притерлися» та всі дефектні елементи «зношені» на першому етапі. Третій, останній етап експлуатації характеризується збільшенням кількості так званих «зносових» відмов, що викликані процесами старіння та деградації БВ. Після цього етапу БВ переходить в граничний стан. Враховуючи зазначене вище, можна зробити висновок, що для

БВ застосовні два останніх етапи експлуатації, оскільки в ньому відсутні елементи, які здатні виходити з ладу на етапі «припрацювання», та вузли, що потребують «притирки».

Таким чином, можливо запропонувати такий алгоритм розрахунку кінетики ПН: вибір ФР (табл. 5.8, графа 1); вибір чисельного значення параметру форми $\sigma \leq 1$; розрахунок середнього значення ПН T_{cp} (табл. 5.8, графа 3); розрахунок та побудова графічної залежності ймовірності безвідмовної роботи $P_{(t)}$, пов'язаної з ФР (табл. 5.8, графа 2). В ході розрахунку ФР значення параметру σ приймалося таким: $\sigma=1$ (режим нормальної роботи, $t=0\dots30$ років) та $\sigma=0,5$ і $0,1$ (режим старіння $t>30$ років). Результати розрахунку наведені в табл. 5.9.

Таблиця 5.9

Розрахунок показника масштабу та середнього строку служби T_{cp}

| σ | DM-розподілення | | LN-розподілення | | W-розподілення | |
|----------|-----------------|----------|-----------------|----------|----------------|----------|
| | a | T_{cp} | a | T_{cp} | a | T_{cp} |
| 1 | 1003 | 1505 | 1081 | 1782 | 1258 | 1947 |
| 0,5 | 563,6 | 634,0 | 569,5 | 645,3 | 724,2 | 819,6 |
| 0,1 | 341,0 | 342,7 | 349,0 | 356,8 | 346,3 | 357,4 |

Для дослідження структурної надійності БВ в умовах впливу різного роду внутрішніх вихідних подій (негативних факторів) використовувався апарат імітаційного моделювання. Основними етапами реалізації імітаційного моделювання (рис. 5.4) були: визначення імовірнісних законів розподілу тих вихідних даних, що по своїй фізичній природі мають або можуть мати випадкові відхилення; генерація випадкових чисел із заданими законами розподілів; статистична обробка результатів моделювання.

Під час досліджень імітували вплив негативних (уражаючих) факторів, наприклад, тимчасові залежності нестационарної зміни пружно-пластичних і міцнісних властивостей металу і зварних з'єднань в залежності від часу експлуатації і температури навколишнього середовища на різні елементи в процесі експлуатації БВ ВЯП. В результаті впливу уражаючих факторів спостерігали поступову деградацію складових елементів об'єкту.

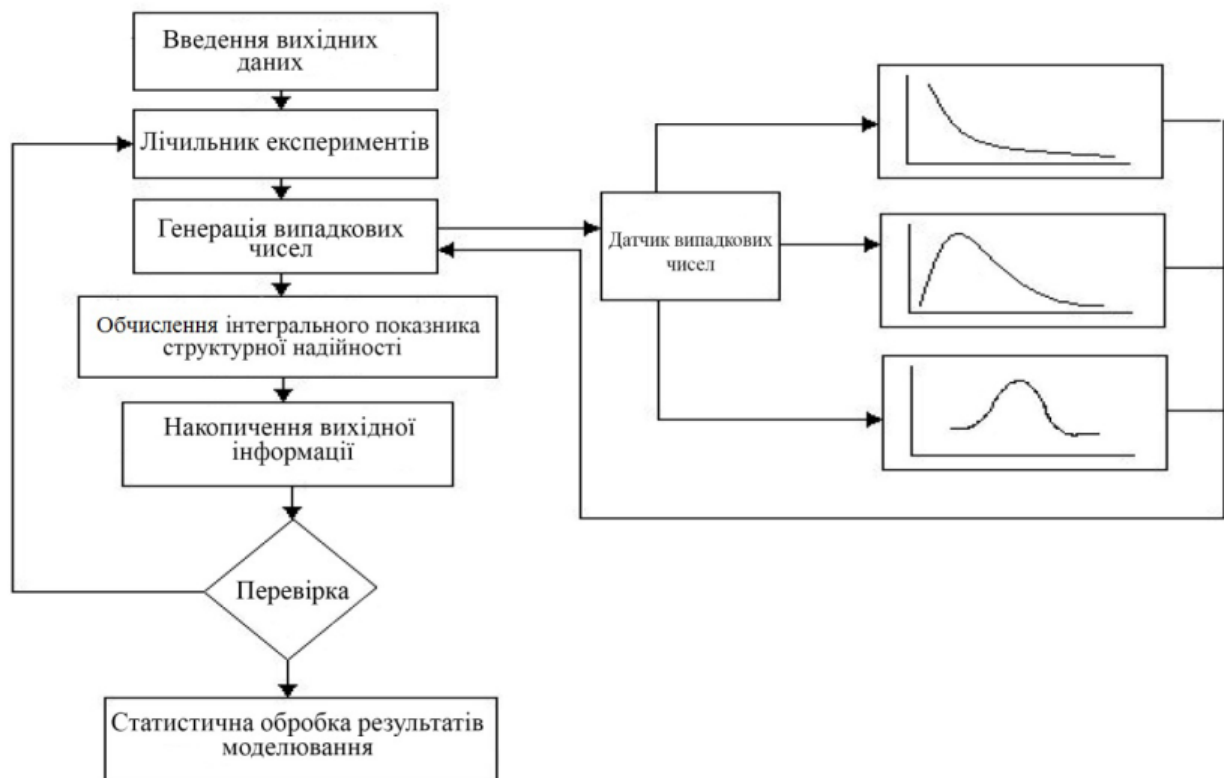


Рис. 5.4. Етапи імітаційного моделювання

Статистична обробка результатів обчислень здійснювалася за схемою, прийнятої в теорії випадкових процесів. Що стосується розглянутого завдання, було розроблено програмний комплекс, що дозволяє проводити імітаційне моделювання впливів негативних факторів на різні елементи та може використовуватись для всебічної оцінки надійності та живучості БВ в цілому.

У розробленому прототипі програмного комплексу було реалізовано такі режими роботи: перший режим роботи – введення вихідної структури БВ як в ручному, так і автоматичному режимах; другий режим роботи – розрахунок надійності БВ за допомогою декількох критеріїв безпеки; третій режим роботи – візуальний контроль за змінами графічної моделі в результаті впливу негативних факторів за основними елементами структури. Графічно оформлені результати розрахунків наведені на рис. 5.5 та рис. 5.6.

Враховуючи викладене, можна зробити висновок, що до БВ застосовні два останні етапи експлуатації, так як в ньому відсутні елементи, здатні «виходити з ладу» на етапі припрацювання, і вузли, що потребують «притирання».



Рис. 5.5. Імовірність безвідмовної роботи БВ в перші 30 років експлуатації в режимі нормальної роботи (DM – дифузійне монотонне розподілення; LN – логарифмічне нормальне розподілення; W – розподілення Вейбулла)



Рис. 5.6. Імовірність безвідмовної роботи БВ в наступні роки експлуатації

5.4. Оцінка теплофізичної безпеки басейну витримки

Вихідною подією розглянутої аварії є утворення течії через металеве облицювання днища БВ. Під час аналізу даної аварії розглядався сценарій з трьома різними протіканнями води через облицювання БВ [18]: 1) мала теча теплоносія – 10 м³/год; 2) середня теча теплоносія – 50 м³/год; 3) велика теча теплоносія – 100 м³/год. Розрахункова модель БВ являла собою елементарну вісесиметричний сегмент СВЯП, що містить всі елементи, які беруть участь в теплообміні: тепловиділяючі елементи, пенали, вода пеналів і басейну, торцеве і бічне огороження басейну та ін. У моделі всі вертикальні розміри, розміри пеналу і його вмісту збережено натурними, а міжпенальний простір змодельований простішим для розгляду, але подібним відносно до конвективної теплопередачі кільцевим каналом. На момент початку аварії рівень води в БВ відповідав рівню води під час перевантаження і зберігання палива (11,3 м від підлоги БВ), температура води приймалася рівною 40 °С. На початковому етапі сценарію розвитку аварії (через кілька годин після припинення циркуляції теплоносія) тепловий стан БВ мав такі особливості:

- внаслідок перемішування за рахунок дії вільної конвекції у разі досить малій густини теплового потоку на поверхні ВЯП вода мала практично однакову температуру по всьому обсягу;

- темп розігріву води становив 0,45°С/год;

- густина теплового потоку – 5 Вт/м² між настилом і ВЯП.

У розрахунках фізичні властивості пароповітряної суміші залежали від температури і відносної вологості, фізичні властивості води і твердих середовищ було прийнято постійними. Для розрахунку теплових параметрів СВЯП-1 був обраний метод інтегрального теплового балансу, диференціальне рівняння якого в даному випадку має вигляд [19]:

$$\frac{dT}{dt} = \frac{q_{ВЯП} - q_{КОНВ} - q_{ВИП} - q_{БЕТ}}{C_{БАС}}, \quad (5.19)$$

де T – середня за обсягом СВЯП-1 температура води;

t – час;

$C_{БАС}$ – повна теплоємність басейну з ВЯП;

$q_{ВЯП}$ – повна потужність залишкового тепловиділення ВЯП;

$q_{КОНВ}$ – конвекційний потік тепла з поверхні випаровування;

$q_{ВИП}$ – потужність, що витрачається на випаровування води з басейну;

$q_{БЕТ}$ – теплова потужність, що витрачається на нагрів бетонних огорож басейну і теплопередачу до навколишнього повітря.

Зміна маси води в басейні виразимо таким чином:

$$\frac{dM}{d\tau} = -K(t)S_{ВИП}, \quad (5.20)$$

тут M – маса води в басейні;

$K(t)$ – масовий потік пари з одиниці поверхні випаровування;

$S_{ВИП}$ – площа поверхні випаровування.

Питомий потік випаровування дорівнює:

$$K(t) = \beta_M (\rho_{II} - \rho_{III}), \quad (5.21)$$

де β_M – коефіцієнт масовіддачі;

ρ_{II} – густина водяної пари поблизу поверхні випаровування (дорівнює густині насичення за температури води);

ρ_{III} – густина водяної пари в повітрі приміщення.

Сумарна маса води, що випарувалася з басейну за час t , є результат інтегрування:

$$m_{ВИП}(t) = \int_0^t K(\tau)S_{ВИП}d\tau. \quad (5.22)$$

Рівняння (5.21) і (5.22) були вирішені чисельно методом кінцевих різниць. Результати розрахунків зміни рівня води в БВ для трьох теч теплоносія наведено на рис. 5.7.

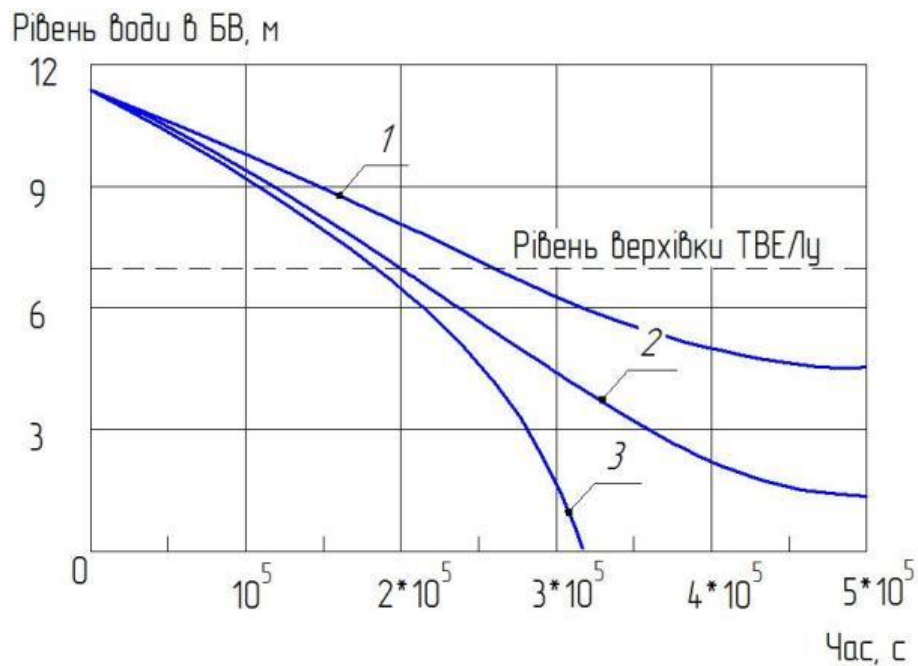


Рис. 5.7. Зміна рівня води в БВ: 1 – 10 м³/год; 2 – 50 м³/год; 3 – 100 м³/год

У дослідженому діапазоні $q_{ВЯП}=200\text{--}500$ кВт/відсік час досягнення сталого теплового режиму склав в умовах великої течії теплоносія від 36 до 40 діб, а максимальна температура води в БВ перевищила температуру кипіння (рис. 5.8).

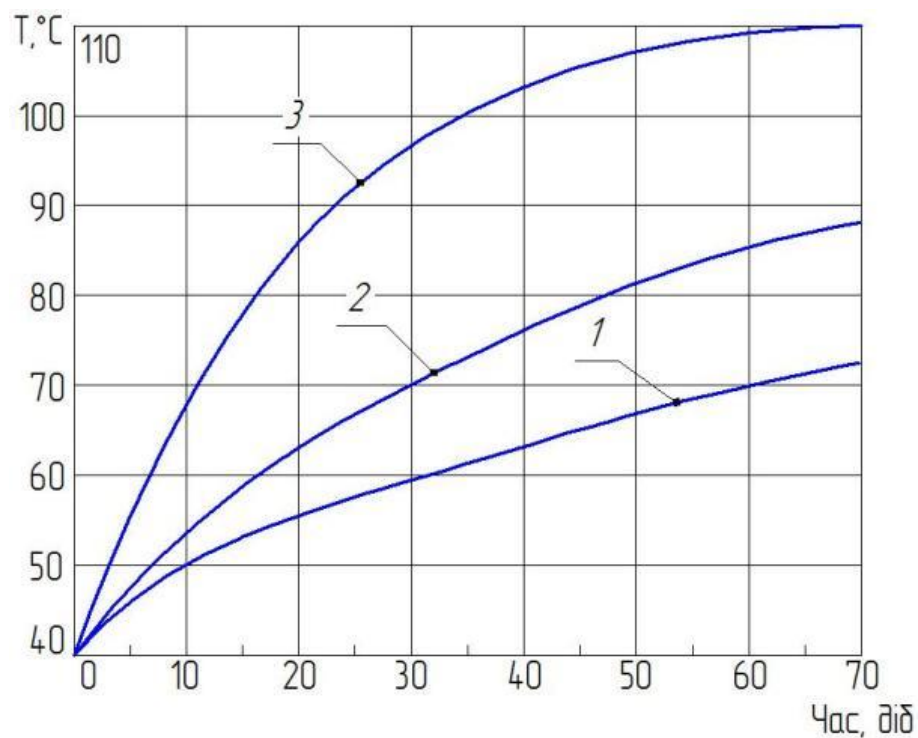


Рис. 5.8. Залежність температури води у відсіку басейну СВЯП-1 від часу:
1 – 10 м³/год; 2 – 50 м³/год; 3 – 100 м³/год

Час виходу аварійного відсіку СВЯП-1 на квазістаціонарний тепловий режим і температура води в такому режимі буде залежати від сумарної потужності залишкових тепловиділень ВЯП. Темп зростання середньо-об'ємної температури води в басейні на початковому етапі розвитку аварії склав $0,6 \text{ }^\circ\text{C}/\text{год}$. Розрахунковий час повного випаровування води з басейну – ≥ 32 діб. У разі відсутності води в БВ температура оболонок ТВЕЛ (природне повітряне охолодження) перевищить $300 \text{ }^\circ\text{C}$ через 40 діб в центральній частині БВ.

5.5. Оцінка вибухопожежної небезпеки в процесі зберігання відпрацьованого ядерного палива

Основною метою забезпечення вибухопожежної та пожежної небезпеки СВЯП-1 є запобігання неконтрольованого розвитку ядерних реакцій і поширення радіації. Можливими причинами виникнення пожежі та вибуху в СВЯП-1 можуть бути [20]:

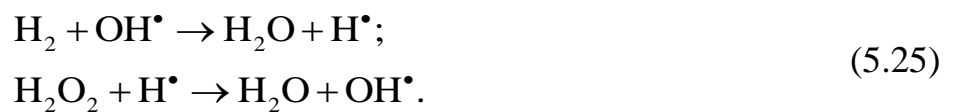
- пробій ізоляції або коротке замикання в електричних ланцюгах;
- перевантаження електроспоживачів;
- недотримання правил пожежної безпеки персоналом, що виконує роботи в СВЯП-1;
- порушення технологічного режиму роботи обладнання (розігрів вище допустимих меж);
- помилка персоналу (неправильне включення обладнання).

Пожежа в приміщеннях сховища може привести до повного знеструмлення сховища та/або відмови системи охолодження води БВ.

Процеси і механізми утворення радіолітичного водню під час мокрого зберігання. Під дією іонізуючого випромінювання розкладання води може відбуватися двома шляхами [21]:



При опроміненні води випромінюванням з низькою густиною іонізації (наприклад, γ -променями) переважає реакція утворення радикалів, в той час як для випромінювання з високою густиною іонізації (наприклад, α - і β -частинки, осколки поділу) стає більш важливою реакція утворення молекул. В ядерному реакторі, де є різні види випромінювання (γ -промені і протони високої енергії, що утворюються під час взаємодії з нейтронами), обидві ці реакції протікають одночасно. Радикали Н і ОН – надзвичайно реакційноздатні речовини, що швидко з'єднуються з продуктами, які утворюються в результаті реакції (5.23):



Якщо об'єднати ці реакції разом, то отримаємо:



– реакцію, зворотну первісній реакції радіолізу (5.23). Рівновага зазвичай зміщена в бік утворення води (низький радіоліз). Однак рівновагу можна порушити додаванням у воду речовин, активно реагуючих із вільними радикалами, що призведе до уповільнення реакції рекомбінації. Наприклад, іони хлору і броду надзвичайно реакційноздатні по відношенню до радикалів Н і ОН. Їх присутність в кількості декількох мг/л може викликати швидкий радіоліз води, тому необхідно підтримувати дуже високу чистоту води, для того, щоб радіоліз був мінімальним.

Оцінка кількості утворення радіолітичного водню. Під час радіолізу води, що знаходиться у відкритих посудинах та насичена повітрям і не містить будь-яких активних акцепторів радикалів ОН в помітних концентраціях, вихід водню, що спостерігається, зазвичай дорівнює 0,1–0,2 молекула/100 еВ, тобто помітно менше початкового виходу утворення водню. Це обумовлено тим, що має місце реакція [22]:



яке ефективно руйнує молекулярний водень, що утворюється в результаті дії

іонізуючого випромінювання. Ця реакція конкурує з процесом видалення водню шляхом дифузії з рідкої фази в газіву над поверхнею води. Чим більше посудина по висоті, тим більша ймовірність цієї реакції в порівнянні з імовірністю видалення водню з рідкої фази. Якщо ж організувати нерівноважну відкриту систему шляхом примусового видалення водню з води, наприклад, барботажем інертного газу, то швидкість його видалення буде перевищувати швидкість хімічного розкладання. У цьому випадку вихід водню зростає і на межі виявиться рівним початковому виходу (якщо, звичайно, у воді немає домішок органічних речовин, радіоліз яких призводить до утворення молекулярного водню).

Тому для розрахунку швидкості утворення радіолітичного водню у воді басейну-сховища використовується початковий вихід, тобто розраховується максимально можлива швидкість утворення водню. Так як радіоліз води в басейні відбувається в основному в результаті впливу гамма-випромінювання (бета- і альфа-випромінювання затримуються оболонками тепловиділяючих збірок і їх енергія переходить в тепло), то початковий вихід радіолітичного утворення водню дорівнює 0,45 молекула/100 еВ.

При нормальній експлуатації СВЯП-1 в приміщенні БВ накопичення радіолітичного водню виключається за рахунок роботи витяжної системи вентиляції надводного простору. Основними факторами, що визначають умови для утворення вибухонебезпечної газової суміші на основі водню, є кількість ВЯП, що зберігається та обсяг води і повітря в просторі, де зберігається ВЯП. Швидкість утворення радіолітичного водню в басейні дорівнює [23]:

$$W(H_2) = \frac{G(H_2) I V 0,0224}{100 N_A}, \frac{Hm^3}{год}, \quad (5.28)$$

де $G(H_2)=0,45$ молекул/100 еВ – початковий вихід утворення радіолітичного водню;

I – середня потужність поглиненої водою дози за обсягом сховища, еВ/(м³·год);

N_A – число Авогадро;

V – об'єм води в басейні, що піддається дії випромінювання, м³;

0,0224 – обсяг ідеального газу за нормальних умов, м³/моль.

Розрахунок виконано від всіх джерел γ -випромінювання з рівномірним розподілом за об'ємом джерела. Для розрахунку був використаний основний радіонуклідний склад палива в нижньому пучку ТВЕЛ у разі витримки 20 років і глибиною вигоряння 24 МВт·добу/кг (табл. 5.10).

Таблиця 5.10

Ізотопний склад нижнього пучка ВЯП (глибина вигоряння 24 МВт·добу/кг U) в залежності від часу витримки

| Ізотоп | Маса ізотопу після 20 років витримки, г | $T_{1/2}$ | Константа розпаду, с ⁻¹ | Енергія гамма-випромінювання, МеВ |
|--------------------|---|-------------------------|------------------------------------|-----------------------------------|
| ^{110m} Ag | $3 \cdot 10^{-11}$ | 253,0 днів | $3,17 \cdot 10^{-8}$ | 0,6577 |
| ¹²⁵ Sb | $1,9 \cdot 10^{-3}$ | 2,7 року | $8,14 \cdot 10^{-9}$ | 0,0280 |
| ¹³⁴ Cs | $4,2 \cdot 10^{-3}$ | 2,07 року | $1,06 \cdot 10^{-8}$ | 0,7958 |
| ¹³⁷ Cs | 34,5 | 30 років | $7,37 \cdot 10^{-10}$ | 0,6616 |
| ¹⁴⁴ Pr | $9 \cdot 10^{-12}$ | 17,3 хв. | $6,69 \cdot 10^{-3}$ | 0,6965 |
| ¹⁵² Eu | $5 \cdot 10^{-4}$ | 12,4 року | $1,77 \cdot 10^{-9}$ | 0,12177 |
| ¹⁵⁴ Eu | 0,12 | 16 років | $1,37 \cdot 10^{-9}$ | 1,278 |
| ¹⁵⁵ Eu | $1,1 \cdot 10^{-2}$ | 1,81 року | $1,21 \cdot 10^{-3}$ | 0,086 |
| ²⁴¹ Am | 25,1 | 45,8 року | $4,8 \cdot 10^{-11}$ | 0,0595 |
| ²⁴³ Am | 3,25 | $7,95 \cdot 10^3$ років | $2,76 \cdot 10^{-12}$ | 0,07467 |

Розрахункове значення потужності поглиненої дози водою за обсягом від всього ВЯП, становить $I=1,098 \cdot 10^{24}$ еВ/(м³·год).

Відмови обладнання комплексу системи зберігання, що викликані як зовнішніми, так і внутрішніми подіями, які призводять до відмов системи вентиляції надводного простору БВ, можуть привести до накопичення радіолітичного водню в повітряному обсязі приміщень СВЯП-1 в умовах відмови систем вентиляції. Перерва в роботі системи вентиляції, за час якої теоретично можливе досягнення нижньої межі вибухонебезпечної концентрації водню, може скласти 12 діб. Для забезпечення вибухопожежобезпеки в залі басейнів необхідно, щоб концентрація радіолітичного водню в повітрі була нижчою за нижню концентраційну межу вибуховості водню в суміші з повітрям (~4% об.) з

коефіцієнтом запасу 10. Таким чином, концентрація водню не повинна перевищувати 0,4% об. допустимої концентрації водню в повітрі приміщень для виключення утворення вибухонебезпечної суміші з киснем.

Для випадку розміщення всього ВЯП (21284 од.) у відсіках БВ 1–5, $W(\text{H}_2)=1,34 \text{ Нм}^3/\text{год}$. Таким чином, припустимий обґрунтований час бездіяльності системи вентиляції складатиме не більше 7 діб. Для того, щоб концентрація радіолітичного водню над поверхнею басейну не перевищувала 0,4% об., здування повинне бути в 250 разів більше швидкості утворення водню, тобто витрата повітря, що продувається над басейном (вентиляція) для забезпечення вибухопожежобезпеки має дорівнювати $g=250 \cdot W(\text{H}_2)$, $\text{м}^3/\text{год}$.

Температура самоспалахування водню у присутності водяної пари складає 970 К, а вибухонебезпечні властивості водневої суміші характеризуються межами спалаху 4,12–75% об'єму (рис. 5.9) [24].

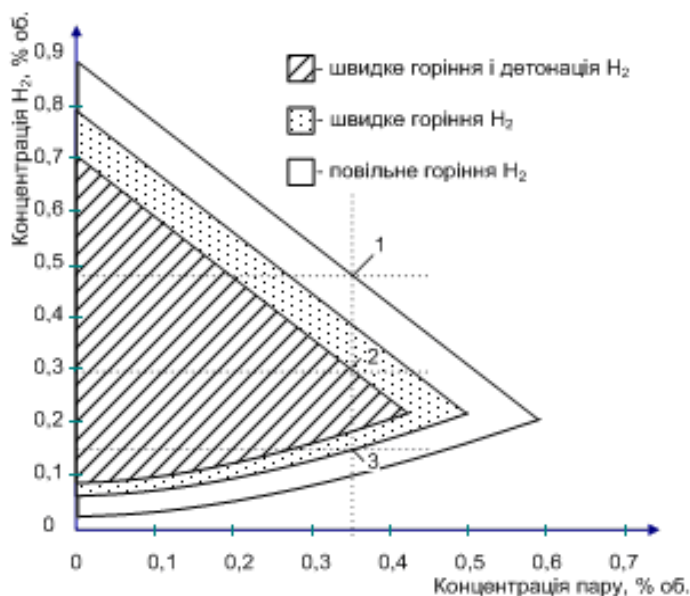


Рис. 5.9. Діаграма детонації та горіння водню

З даних, наведених на рис. 5.9, видно, що у випадку 1 відбудеться повільне горіння водню, для випадків 2 та 3 – швидке горіння водню.

Ступінь пошкодження будівельних конструкцій будівлі СВЯП-1 буде визначатися тими деформаціями і руйнуваннями, які вони отримали під час вибуху водню.

Формування ударних навантажень під час аварійного вибуху безпосередньо визначається кількістю (обсягом), стехіометричним співвідношенням водню з парою і межами займання водню.

5.6. Застосування системного аналізу під час поводження з радіоактивними відходами

На сьогодні існує досить велика кількість критеріїв і ознак, за якими можуть бути класифіковані РАВ. Прийнята класифікація РАВ, що діє на території держави, зазвичай закріплюється в нормативній документації. Проте існують загальні підходи до класифікації, що формуються Міжнародною комісією з радіаційного захисту (далі – МКРЗ) і МАГАТЕ [25–27]. Зокрема, МАГАТЕ рекомендовано класифікацію за ступенем небезпеки РАВ для людини. Відповідно до цього виділяються три категорії РАВ: безпечні; відходи, що мають низький і середній рівень активності; відходи високої активності. На практиці в Україні всі РАВ можна розділити на категорії в залежності від концентрації радіоактивних елементів і часу, протягом якого вони зберігають свою радіоактивність. Для кожної категорії прийнято свої методи збору і видалення. Виділяють наступні категорії РАВ: низькоактивні, середньоактивні та високоактивні відходи.

Відповідно до загальноприйнятих принципів у всіх країнах порядок поводження з РАВ регламентовано національним законодавством і міжнародними угодами. РАВ після їх утворення, з метою зменшення небезпеки і економічної обґрунтованості, піддаються ряду процесів перетворення і переміщення перед їх довготривалим зберіганням або остаточним захороненням. Послідовність процесів може відрізнятись, але майже завжди вона включає збір і сортування РАВ за категоріями, обробку та зменшення обсягу, кондиціонування, транспортування, зберігання або захоронення. Для поводження з РАВ використовуються власний персонал підприємств, а також спеціалізовані організації, що мають ліцензію на певний (наприклад, транспортування) або всі види діяльності щодо поводження з РАВ. Проблеми поводження з РАВ – комплексні та вимагають врахування численних чинників. Для вирішення таких проблем доцільно використовувати системний підхід, що має загальнонаукове значення. Системний підхід – наукова методологія цілеутворюючої людської діяльності. Він в аналізі у сфері поводження з РАВ базується на виділенні та дослідженні структури систем. Суттєвою перевагою системно-структурної

парадигми є те, що вона дає змогу чітко виділити системоутворюючі критерії та зумовлені ними морфологічні ознаки системи поводження з РАВ, що досягається за рахунок зміни ракурсу дослідження з ендогенного на екзогенний. Такими критеріями виступають наявні у системі базові просторові та часові обмеження. Застосування системного підходу в будь-якій практичній діяльності полягає в методологічній орієнтації на розкриття цілісності об'єкта, відносин і зв'язків його елементів, а також механізмів їх реалізації [28].

Ґрунтуючись на системному підході, всі об'єкти в Україні, на яких утворюються, накопичуються та поводяться з РАВ, можна представити у вигляді системи поводження з РАВ. Мета системи є одним з найважливіших понять теорії системного підходу [29]. На початковому етапі пізнання РНО під метою розуміють ідеальні устремління, «модель бажаного майбутнього», а мірою подальшого пізнання об'єкта мета конкретизується і, послідовно, минаючи проміжні цілі, втілено в конкретні результати діяльності. У практиці реалізації комплексних проблем це означає, що розв'язувана проблема поділяється на кілька субпроблем або проміжних цілей, а останні – на ще більш окремі питання. Така програма відображає провідний задум (ідеальний образ) діяльності і є концепцією або стратегією вирішення проблеми, в даному разі – концепцією дотримання безпеки під час поводження з РАВ. Проміжна мета такої програми – встановлення системи нормативного регулювання безпеки під час поводження з РАВ. Система поводження з РАВ в Україні з усім розмаїття джерел утворення РАВ, видів накопичених й утворюваних РАВ та видів діяльності з ними досить складна для аналізу, тому було доцільно її поділити на підсистеми і елементи. Найбільш раціональним у цілях цієї роботи був поділ всієї системи поводження з РАВ на функціональні підсистеми – групи об'єктів, на яких поводяться з РАВ, і подальший розподіл кожної з функціональних підсистем на підсистеми за видами накопичених й утворюваних РАВ (агрегатний стан, рівень активності, радіонуклідний склад тощо), що, в свою чергу, поділялися на елементи. В результаті такого розподілу системи поводження з РАВ (декомпозиції системи в просторі) її можна представити у вигляді деревовидної ієрархічної структури

(рис. 5.10).

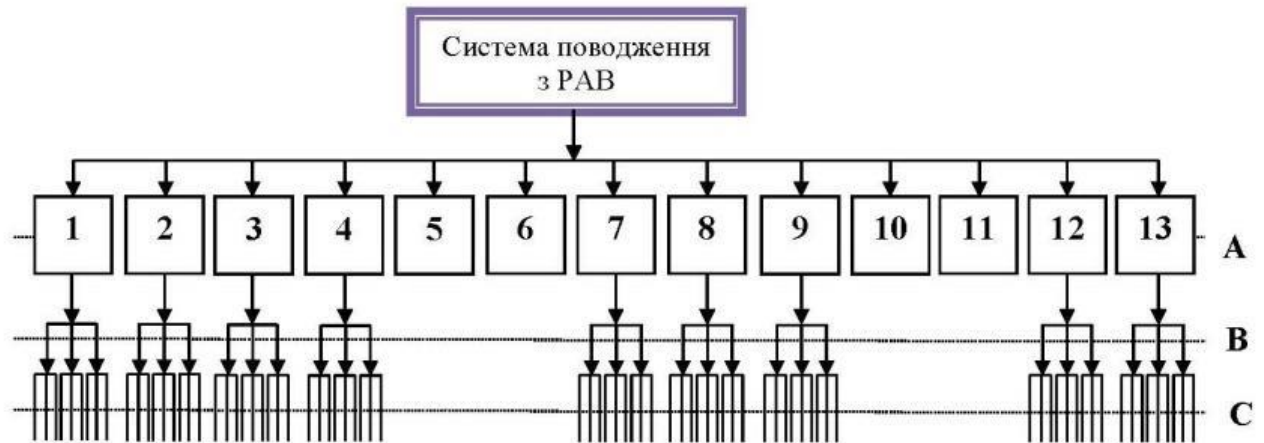


Рис. 5.10. Ієрархічна структура системи поводження з РАВ: де А – групи об'єктів, на яких утворюються (накопичуються) РАВ та здійснюється поводження з РАВ; В – види РАВ (агрегатний стан, рівень активності); С – способи поводження (види діяльності) з РАВ, що потребують регламентації.

Розподіл системи поводження з РАВ на функціональні підсистеми – групи об'єктів, на яких здійснюється поводження з РАВ, наведено в табл. 5.11.

В результаті аналізу 13 підсистем було визначено, що для регулювання безпеки всієї системи поводження з РАВ в Україні потрібно понад 20 напрямів прийняття рішень за видами РАВ та понад 45 напрямів для прийняття рішень за способами поводження з ними. Це означає, що необхідно створення такої ж кількості нормативних документів (далі – НД). Такий процес поводження з РАВ був би роздробленим, некерованим і практично не врегульованим.

Системний аналіз дав змогу перейти від вербального (словесного) опису проблеми до формального – створення концептуальної моделі системи безпечного поводження з РАВ, що є формалізованим представленням початкової мети – «моделі бажаного майбутнього» (рис. 5.11).

Концептуальна модель структурує систему поводження з РАВ з усім розмаїттям об'єктів – джерел утворення РАВ, видів РАВ та видів діяльності з ними на окремі підсистеми – етапи поводження з РАВ від їх утворення до захоронення, і тим самим дав змогу значно зменшити кількість необхідних для регулювання безпеки напрямів для прийняття рішень, тобто мінімізувати необхідну кількість НД.

Функціональні підсистеми (групи об'єктів поводження з РАВ)

| | |
|-----|--|
| 1. | Діючі атомні станції |
| 2. | «Сухе» контейнерне зберігання ВЯП на ЗАЕС |
| 3. | 1–3 блоки ЧАЕС, що знімають з експлуатації |
| 4. | ОУ |
| 5. | СВЯП-1, СВЯП-2 (ДСП ЧАЕС) |
| 6. | ЦСВЯП |
| 7. | ЗПРРВ, ПКПТРВ |
| 8. | Комплекс виробництв «Вектор» |
| 9. | Дослідницький реактор, критичні стенди і збірки, джерела іонізуючого випромінювання |
| 10. | Об'єкти використання джерел іонізуючого випромінювання, включаючи радіоактивні речовини і вироби на їх основі, в різних галузях промисловості, медицині і сільському господарстві (радіаційно-хімічні технології, промислова дефектоскопія, промислова радіографія, радіоізотопна енергетика, медична, геофізична, ядерно-аналітична апаратура тощо) |
| 11. | Об'єкти збору, переробки, кондиціонування, зберігання і довготривалого зберігання (поховання) РАВ (система спецкомбінатів «Радон») |
| 12. | Видобуток уранової руди (підземне вилуговування, кар'єрний та шахтний видобуток) |
| 13. | Об'єкти видобутку руд і сировини, на яких утворюються РАВ з природною радіоактивністю |

Системний підхід до аналізу безпечного поводження з РАВ. Для вирішення таких складних завдань як безпека під час поводження з РАВ є універсальна методика на основі системного підходу та системного аналізу. Універсальність даного системного підходу дає змогу розглядати безпеку як систему і приймати на основі цього розуміння покращуючі дії. Безумовно, процес досягнення бажаного рівня безпеки є складним завданням на майбутнє, яке в даний момент не вирішене. Це доводять недавні численні аварії на РНО. Саме тому сьогодні як ніколи слід звернутися до універсального системного і комплексного підходу до розв'язання ряду завдань, пов'язаних з безпекою в процесі поводження з РАВ. Для розгляду процесу безпечного поводження з РАВ з позицій системного підходу можна застосувати методологію прикладного системного аналізу.



Рис. 5.11. Концептуальна модель системи безпечного поводження з РАВ

Відповідно до системного підходу слід спочатку зрозуміти, чому безпеку поводження з РАВ можна розглядати як систему. Для цього розглянемо категорії властивостей цієї системи, які можна розділити на статичні і динамічні. Серед статичних властивостей можна виділити цілісність, відкритість, внутрішню неоднорідність системи та структурованість. Під статичними властивостями систем розуміють конкретні стани системи в будь-який, але фіксований момент часу. Цілісність системи безпечного поводження з РАВ, як одна із статичних властивостей, означає, що безпеку потрібно розуміти як єдине ціле, що відрізняється від інших систем, в тому числі і систем безпеки. Під відкритістю системи розуміють її взаємодію з іншими системами або навколишнім

середовищем за допомогою входів і виходів. У випадку системи безпеки в процесі поведінки з РАВ це, наприклад, різноманітні входи з боку використання даного РНО або виходи, що впливають на її стан. Система безпеки неоднорідна, тобто вона має елементи різного характеру як, наприклад, технічні системи захисту, особи і організації, задіяні до і під час аварії, систему нормативних і правових приписів тощо. Також система безпеки має власну структурованість, що полягає в різних взаємозв'язках між елементами системи. Ця структурованість і створює цілісність всієї системи безпеки. Крім статичних властивостей систем, система безпеки в процесі поведінки з РАВ має і динамічні властивості, тобто такі властивості, що змінюються в часі та в зв'язку з іншими змінними обставинами. До динамічних властивостей відносять функціональність, стимулювання, мінливість системи в часі та існування в мінливому середовищі. Систему безпечного поведінки з РАВ спрямовано на виконання безлічі функцій – наприклад, забезпечення радіаційної безпеки під час аварії або зменшення шкоди від аварії. Функціональність системи безпеки спрямовано на виходи системи як функції часу.

Застосування системного підходу та системного аналізу дало змогу перейти від початкової мети – системи безпечного поведінки з РАВ до проміжної – встановлення системи нормативного регулювання безпеки під час поведінки з РАВ. Початкова і проміжна цілі взаємопов'язані, оскільки безпечне поведінки з РАВ може бути забезпечено тільки в рамках певної регламентації. В процесі реалізації проміжної мети окремі елементи концептуальної моделі стають матеріальними об'єктами. Так, наприклад, вимоги до дотримання безпечного поведінки з РАВ поступово втілюються в реальні установки для поведінки з РАВ на різних об'єктах використання атомної енергії. Для досягнення проміжної мети потрібна була розробка спеціальної концепції формування структури системи нормативного регулювання в ході поведінки з РАВ (концепція структури системи НД). Основною метою створення цієї концепції була розробка єдиної визначальної ідеї створення структури системи НД за допомогою формулювання основних цілей, принципів, шляхів і засобів досягнення цих цілей.

В цьому разі ставилися наступні завдання:

- 1) створити оптимальну структуру системи НД в Україні;
- 2) виключити можливість виникнення внутрішньої суперечливості окремих НД системи або неоднозначність встановлюваних у них вимог;
- 3) забезпечити ефективність регулювання безпеки в процесі поводження з РАВ в Україні з використанням системи НД;
- 4) ефективно використання виділених ресурсів на розробку системи НД.

Систему НД було визначено як логічно повну і несуперечливу сукупність документів, що регламентують дотримання безпечного поводження з РАВ. Розвиток цього загального визначення системи НД дало змогу сформулювати основні властивості системи НД та її підсистем, а також основні способи її створення (рис. 5.12).

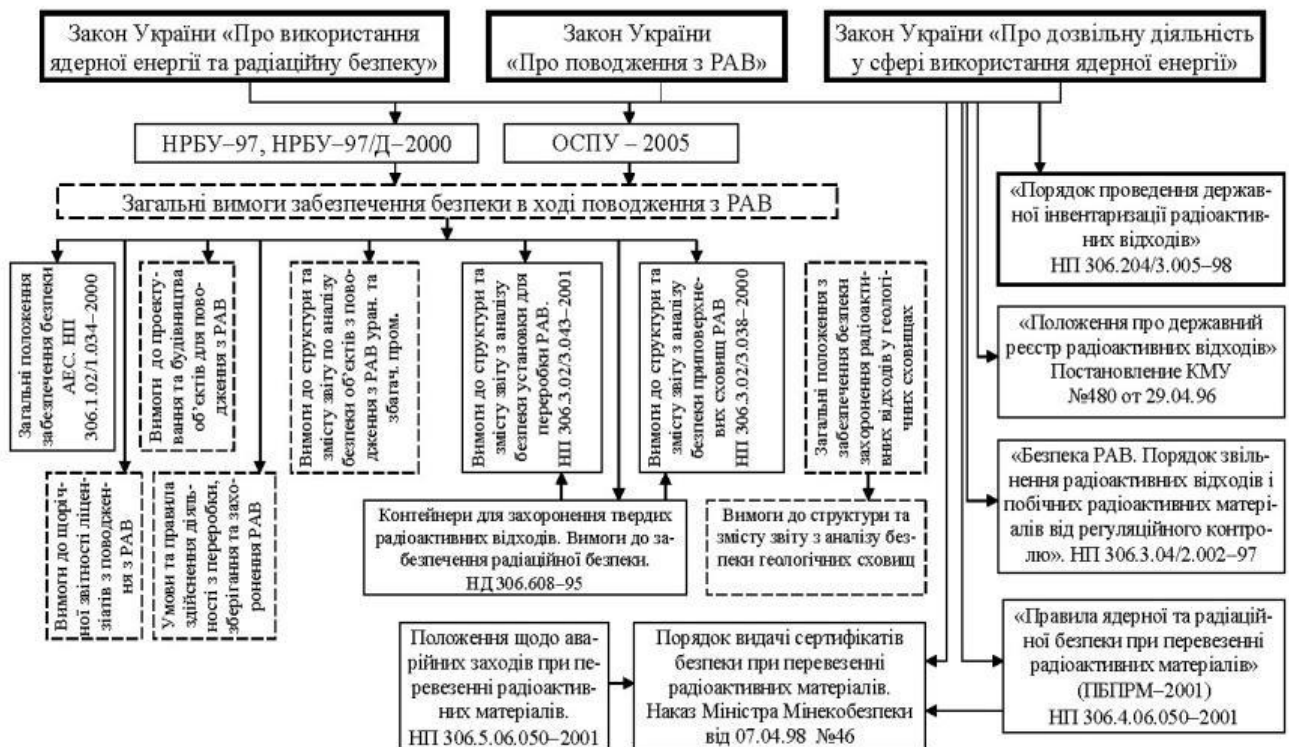


Рис. 5.12. Структура системи нормативних документів, що регламентують поводження з РАВ

Аналіз діючої системи нормативних актів дав змогу зробити наступні висновки:

- 1) нормативні документи верхнього рівня базуються на засадах позитивного

міжнародного досвіду і відповідають основним рекомендаціям МАГАТЕ та інших міжнародних організацій, а також сучасним вимогам регулювання безпеки під час поводження з РАВ;

2) необхідне усунення окремих протиріч у системі нормативних актів, що регламентують поводження з РАВ та здатні призвести до негативних екологічних наслідків. Основною причиною виниклих протиріч є використання застарілих нормативних документів, розроблених без урахування сучасної нормативно-правової бази України у сфері поводження з РАВ у сфері екологічної безпеки;

3) необхідна модернізація системи нормативних актів другого рівня в частині поділу систем і елементів об'єктів для поводження з РАВ за класами безпеки;

4) необхідно розробити нормативні вимоги щодо проектування, структури та змісту звітів з аналізу радіаційної та екологічної безпеки об'єктів поводження з РАВ;

5) використання існуючої нині НД є недостатнім для регулювання радіаційної та екологічної безпеки.

В ході роботи було розроблено методологію формування структури системи НД, сформульовано принципи її формування, розроблено її структуру й основні вимоги до НД та їх змісту. Як базову аксіому було сформульовано принципи формування структури системи НД: повнота, достатність, ієрархічність, рівнозначність вимог, адитивність, єдність термінології, інтегративність системи НД з існуючими системами нормативних документів. В ході розробки основних положень концепції структури системи НД застосовувалися методи системного аналізу, спрямовані на активізацію використання інтуїції та досвіду фахівців, у тому числі метод колективної генерації ідеї («мозковий штурм»), метод ітеративної процедури під час проведення «мозкового штурму» (метод типу «Дельфі»), системно-структурний метод.

Процес вибору іншої технології та подальшої детальної стратегії відбувається найкраще тоді, коли експерти чітко розуміють логіку безпеки. Ця логіка повинна бути застосована до кожного з розглянутих варіантів (на

відповідному рівні деталізації). Ключовим моментом є необхідність гарантії очевидних зв'язків між характеристиками і обсягами РАВ, пропонованими технологіями і пов'язаними з ними ризиками, механізмами управління безпекою та витратами. Тобто аналіз ризиків логічно визначає вимоги до ключових аспектів реалізації технологій – таким як додаткове або модифіковане обладнання, навчання персоналу, діловодство, робочі інструкції, технічне обслуговування та дотримання безпеки.

ВИСНОВКИ ДО РОЗДІЛУ 5

Тривала безаварійна нормальна експлуатація СВЯП-1 практично не чинить радіаційних впливів на навколишнє середовище. Однак, у випадку можливої запроектої радіаційної аварії тяжкість екологічних наслідків буде значна для довкілля і необхідно застосовувати превентивні заходи захисту. Також необхідно здійснювати регулярне вдосконалення системи попередження надзвичайних ситуацій на СВЯП-1 і системи реагування на радіаційні аварії.

Складність проблеми оцінки та забезпечення безпеки БВ призводить до необхідності інтеграції різних методів, що дозволяють використовувати вхідні дані різної кваліметричної природи. Застосування нечіткого логічного висновку дозволяє отримати логіко-лінгвістичну модель системи. Нечітка логіка дозволяє визначити оцінки безпеки систем-В-П з урахуванням даних про параметри їх компонентів. З використанням БМД можуть бути отримані прогнозні оцінки безпеки системи-В-С. Для отримання прогнозних оцінок стану компонентів системи-В-С використовується зворотний логічний висновок, що використовує матрицю знань. З використанням системи зворотного нечіткого виведення з урахуванням отриманих оцінок безпеки БВ отримано прогнозні стани підсистем БВ ВЯП. Таким чином, запропонований підхід дозволяє знизити необхідний обсяг реальних вимірів параметрів компонентів і систем, з одного боку, і отримати оцінки безпеки, з іншого боку.

Встановлений проектом термін експлуатації БВ з високою достовірністю дає впевненість, що критичні елементи за умови відповідного технічного

обслуговування, ремонтів і експлуатаційного контролю, протягом цього терміну будуть відповідати критеріям безпеки. Експлуатація в надпроектний термін може бути дозволена тільки за умови, що рівень безпеки БВ є не нижчим, ніж встановлений в чинних нормах і правилах з ядерної і радіаційної безпеки.

Розроблено модельний комплекс для дослідження структурної надійності та живучості БВ під час впливу на елементи структури різних негативних факторів. Комплекс включає в себе аналітичні моделі, що дозволяють отримувати оцінки структурної надійності та імітаційні моделі, призначені для дослідження деградації структури БВ під час ураження його елементів.

Запропонованим методом чисельного моделювання на основі рішень рівнянь тепломасопереносу і рівняння теплового балансу виконаний розрахунок теплового стану басейну зберігання ВЯП в аварійній ситуації, викликаній раптовим припиненням циркуляції води через БВ. В разі виникнення аварійної ситуації з утворенням течії теплоносія через металеве облицювання днища необхідно передбачити, щоб система аварійної подачі води в БВ працювала безперервно не менше 10 діб. Виходячи з розрахункового темпу випаровування води з відсіку БВ і кількості відсіків, слід рекомендувати запас води в гідроакумуляторі близько 1000 т.

Наведена методика оцінки утворення радіолітичного водню та можливого його вибуху в приміщеннях СВЯП-1 дозволяє в рамках консервативного підходу проводити вибухопожежну оцінку безпеки і наслідків аварійного вибуху радіолітичного водню.

Підводячи підсумки застосування методології системного аналізу для розгляду безпечного поводження з РАВ, можна з упевненістю стверджувати, що безпеку в цьому разі слід розглядати саме як систему методів, придатних для неї в даному випадку. Тільки усвідомлення безпечного поводження з РАВ як системи зі статичними і динамічними властивостями дає змогу розуміти цю систему і враховувати її в загальній системі комплексної безпеки.

Матеріали досліджень за п'ятим розділом представлено у роботах [18, 19, 22, 23, 30–38].

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ ДО РОЗДІЛУ 5

1. 50-SG-D10 "Системы обращения с топливом и хранения его на атомных электростанциях", МАГАТЭ.
2. Эксплуатация установок хранения отработанного топлива. Серия изданий МАГАТЭ по безопасности. № 117. МАГАТЭ, Вена, 1994.
3. Оценка безопасности установок хранения отработанного топлива. Серия изданий МАГАТЭ по безопасности. № 118. МАГАТЭ, Вена, 1994.
4. Халатов С. Промежуточное хранение облученных топливных элементов. *Атомная техника за рубежом*. 2004. № 2. С. 17–21.
5. Азаров С.І., Евланов В.М. Сучасні підходи до оцінювання ризику ураження АЕС повітряним терактом. *Моделювання та інформаційні технології*. 2016. Вип. 76. С. 3–9.
6. Сорокин Г.А., Азаров С.И. Анализ уязвимости инфраструктуры ЧАЭС к воздушным терактам. *VI конф. Міжнародного Чорнобильського центру: тези доп.* Славутич, 2003. С. 286–287.
7. Азаров С.І., Сорокін Г.А. Вразливість АЕС по відношенню до повітряних терактів. *Проблеми безпеки атомних електростанцій і Чорнобиля*. 2009. Вип. 12. С. 15–23.
8. Atmospheric Dispersion in Nuclear Power Plant Siting. Safety series No. 50-SG-S3. Vienna: IAEA, 1980. 94 p.
9. Справка о состоянии радиационной безопасности в ЗОиЗБ(О)В в 2002 г. Чернобыль: ГД АЗО, 2003. 50 с.
10. ДГН 6.6.1.-6.5.001-98. Державні гігієнічні нормативи. Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97). Київ, 1998. 135 с.
11. ГН 6.6.1.076-01. Основні контрольні рівні, рівні звільнення та рівні дії щодо радіоактивного забруднення об'єктів зони відчуження. Київ, 2001.
12. Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97). Державні гігієнічні нормативні гігієнічні нормативи (ДГН 6.6.1.-6.5.001-98). Київ, 1998. 135 с.
13. ДСТУ 2862-94. Надежность техники. Методы расчета показателей надежности. Общие требования. Чинний від 01.01.96. Київ: Держстандарт

України, 1994.

14. ГОСТ 15895-77. Статистические методы управления качеством продукции. Термины и определения. Введен 01.01.78. М.: Изд-во стандартов, 1989.

15. Хевиленд Р. Инженерная надежность и расчет на долговечность. Пер. с англ. Б.А. Чумаченко. М.-Л.: Энергия, 1966. 232 с.

16. ДСТУ 2863-94. Надежность в технике. Программа обеспечения надежности. Общие требования. Чинний від 01.01.96. Київ: Держстандарт України, 1994.

17. ГОСТ 27.003-90. Надежность в технике. Состав и общие правила задания требований по надежности. Введен 01.01.92. М.: Изд-во стандартов, 1991.

18. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Задунай О.С. Комплексний аналіз техногенної безпеки СВЯП-1 на ЧАЕС. *Запобігання надзвичайним ситуаціям і їх ліквідація*: матер. наук.-практ. сем. НУЦЗУ. (7 лютого 2018 р.). Харків: НУЦЗУ, 2018. С. 6–8.

19. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Задунай О.С. Моделювання процесу тепломасообміну в сховищі відпрацьованого ядерного палива. *Вчені записки ТНУ імені В.І. Вернадського. Серія: Технічні науки*. 2018. Том 29(68). № 3, 2018. Частина 2. С. 56–60.

20. Радиоактивные отходы АЭС и методы обращения с ними / Ключников А.А., Пазухин Э.М., Шигера Ю.М., Шигера В.Ю. Київ: Інститут проблем безпеки АЭС НАН України, 2005. 487 с.

21. Azarov S.I., Tokarevsky V.V. Fire alarm, examining the Chernobyl Sarcophagus. *Nuclear engineering international*. 1995. Vol. 40, № 491. P. 38–39.

22. Azarov S.I. Taranovsky A.V., Sydorenko V.L. Modeling of physical-chemical processes inside the Sarcophagus. *Nuclear Power and the Environment*. 2014. Vol. 1(3). P. 53–63.

23. Азаров С.І. Сидоренко В.Л., Євланов В.М., Гаврилук М.М. Аналіз умов і механізмів формування вибухонебезпечних сумішей на ранній стадії розвитку Чорнобильської аварії. *Ядерна та радіаційна безпека*. 2016. Вип. 4. С. 39–44.

24. Бесчаснов М.В. Оценка и обеспечение взрывобезопасности промышленных объектов. *Безопасность труда в промышленности*. 1980. № 1. С. 52–97.

25. Predisposal Management of Radioactive Waste: Safety Standards. Vienna: IAEA, 2010. 67 p. (IAEA General Safety Requirements, № GSR, Part 5).

26. Disposal of Radioactive Waste: Safety Standards. Vienna: IAEA, 2011. 83 p. (IAEA, Specific Safety Requirements, NSSR-5).

27. Classification of Radioactive Waste Safety Standards. Vienna: IAEA, 2009. 68 p. (General Safety Guide. IAEA, № GSG-1).

28. Шарапов О.Д., Терехов Л.М., Сіднев С.П. Системний аналіз. Київ: Вища школа, 1983. 234 с.

29. Згуровский М.З., Панкратова Н.Д. Системный анализ. Проблемы, методология, приложения: монография. К.: Наукова думка, 2011. 726 с.

30. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Задунай О.С. Оцінка екологічних наслідків під час експлуатації мокрого сховища відпрацьованого ядерного палива. *East European Scientific Journal* (Warsaw, Poland). 2018. № 8(36) part 1. С. 45–52.

31. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Задунай О.С. Розробка методу оцінки безпеки басейну витримки в умовах невизначеності. *Magyar Tudomány Journal* (Budapest, Hungary). 2018. № 19. С. 44–51.

32. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Задунай О.С. Методика оцінки надійності конструкції басейну витримки СВЯП-1 Чорнобильської АЕС. *Magyar Tudomány Journal* (Budapest, Hungary). 2018. № 18. С. 43–49.

33. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Задунай О.С. Оцінка теплофізичної безпеки басейну витримки СВЯП-1. *Вчені записки ТНУ імені В.І. Вернадського. Серія: Технічні науки*. 2018. Том 29(68). № 5, 2018. Частина 2. С. 100–103.

34. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Задунай О.С. Оцінка вибухопожежної небезпеки в процесі зберігання відпрацьованого ядерного палива. *Вісник Львівського державного університету безпеки життєдіяльності*. 2018. № 20. С. 81–87.

35. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Задунай О.С. Пожежна безпека сховища

відпрацьованого ядерного палива. *Пожежна безпека: проблеми та перспективи*: зб. тез доп. Всеукр. наук.-прак. конф. (Харків, 1–2 березня 2018 р.). Харків: НУЦЗУ, 2018. С. 153–155.

36. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Задунай О.С. Застосування системного аналізу в сфері поводження з радіоактивними відходами. *Проблеми загальної енергетики*. 2018. № 2(53). С. 28–35.

37. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Задунай О.С. Система контролю вибухопожежонебезпечних ситуацій в приміщеннях сховища відпрацьованого ядерного палива. *Безпека життєдіяльності на транспорті та виробництві – освіта, наука, практика*: матер. V міжнар. наук.-прак. конф. (Херсон, 13–15 вересня 2018 р.). Херсон, 2018. С. 127–132.

38. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Задунай О.С. Аналіз пожежної безпеки під час зберігання відпрацьованого ядерного палива. *Надзвичайні ситуації: попередження та ліквідація*. 2018. № 3/2018. С. 5–12.

РОЗДІЛ 6

КОМПЛЕКСНЕ ОЦІНЮВАННЯ ЕКОЛОГО-РАДІАЦІЙНИХ НЕБЕЗПЕК ЛІСОВИХ ПОЖЕЖ ТА ЇХ НАСЛІДКІВ

Одним з наслідків Чорнобильської катастрофи стали радіоактивні опади: 4,5 ПБк – ^{137}Cs , 4 ПБк – ^{90}Sr та 32 ТБк – ТУЕ на території 30-ти кілометрової зони ЧАЕС, що обумовили жахливі зміни екологічної ситуації цієї місцевості.

Після Чорнобильської катастрофи було проведено чимало досліджень щодо вторинної небезпеки радіоактивних аерозолів при пожежах. Тривають дискусії щодо визначальних параметрів потрапляння радіоактивних продуктів згоряння у довкілля при лісових пожежах на території ЧЗВ. Тому дослідження тривають, оскільки наразі немає певних даних, що однозначно визначають процеси надходження різних радіонуклідів до атмосферного повітря при лісових пожежах.

До пізнього виявлення лісових пожеж і поширення їх на великі площі призводили прорахунки щодо організації моніторингу лісових масивів, особливо в період масового відвідування їх населенням у вихідні та святкові дні, незадовільний стан протипожежних розривів, просік, мінералізованих смуг і доріг у лісових масивах для під'їзду пожежної техніки до місць гасіння пожеж та забору води тощо.

Одне з основних завдань Єдиної державної системи цивільного захисту – запобігти виникненню та розповсюдженню лісових пожеж у ЧЗВ, а у випадку їх виникнення та поширення – спрогнозувати радіоактивний вплив на довкілля з одночасним забезпеченням радіаційного захисту пожежних та населення.

Аналіз стану справ у галузі контролю за пожежним і радіаційним станом у ЧЗВ і попередження лісових пожеж показав, що для збільшення ефективності контрзаходів щодо нерозповсюдження РПЗ в повітря, попередження та мінімізації радіоактивної дії на пожежних та населення, необхідні подальші наукові прикладні дослідження, що представляють собою важливу науково-технічну задачу.

6.1. Оцінка еколого-радіаційних наслідків від пожеж в лісах в натуральних і експериментальних умовах

6.1.1. Результати досліджень лісових пожеж у натуральних умовах

Після завершення формування зон радіоактивного забруднення в результаті аварії на 4-му блоці ЧАЕС радіоактивність приземного шару атмосфери в основному визначається процесами вторинного підйому та перенесення радіоактивних частинок, що випали на поверхню землі. Значне підвищення радіоактивності повітря відбувається під час лісових пожеж, суховіїв, пилових бур та інших атмосферних аномалій, особливо в ЧЗВ. В цьому разі радіоактивні аерозольні частинки можуть підніматися на відносно велику висоту, що обумовлює розширення масштабу просторового радіоактивного забруднення навколишнього середовища.

Пожежі в лісах, забруднених техногенними радіонуклідами, поряд з дефляційними процесами й антропогенними факторами, сприяють підвищенню радіаційного забруднення як приземного шару повітря в районах пожеж, так і атмосфери в цілому. В цьому разі кількість техногенних радіонуклідів, що надходять у повітряний простір, визначається, крім параметрів виду пожежі (низовий, верховий, перехідний, підземний), величиною загального радіаційного забруднення осередку пожежі, характером ландшафту, метеорологічними умовами динаміки накопичення радіонуклідів елементами лісових біогеоценозів на момент займання (кора дерев і чагарників, хвоя, лісова підстилка, травостій).

У 1992 році відбулася серія великих лісових пожеж і реєстрували сплески концентрації радіонуклідів у приземному шарі повітря (вимірювання Чорнобильським радіоекологічним центром). Мінімальна концентрація ^{137}Cs становила $1,7 \cdot 10^{-2}$ Бк/м³, що на два порядки перевищувала контрольний рівень і це сприяло збільшенню дозових навантажень на населення. Аналіз наявної інформації про осередки пожеж 1992 року та запасів радіонуклідів у біомасі, дозволив встановити, що діапазон радіаційного забруднення атмосфери ^{137}Cs склав (30–140) ГБк. Наприкінці квітня 1996 року поблизу села Товстий Ліс,

розташованого в 20 км на захід від ЧАЕС, виникло декілька осередків загоряння рослинного покриву з високим рівнем радіоактивного забруднення ґрунту $^{137}\text{Cs} > 3900 \text{ кБк/м}^2$ (рис. 6.1).

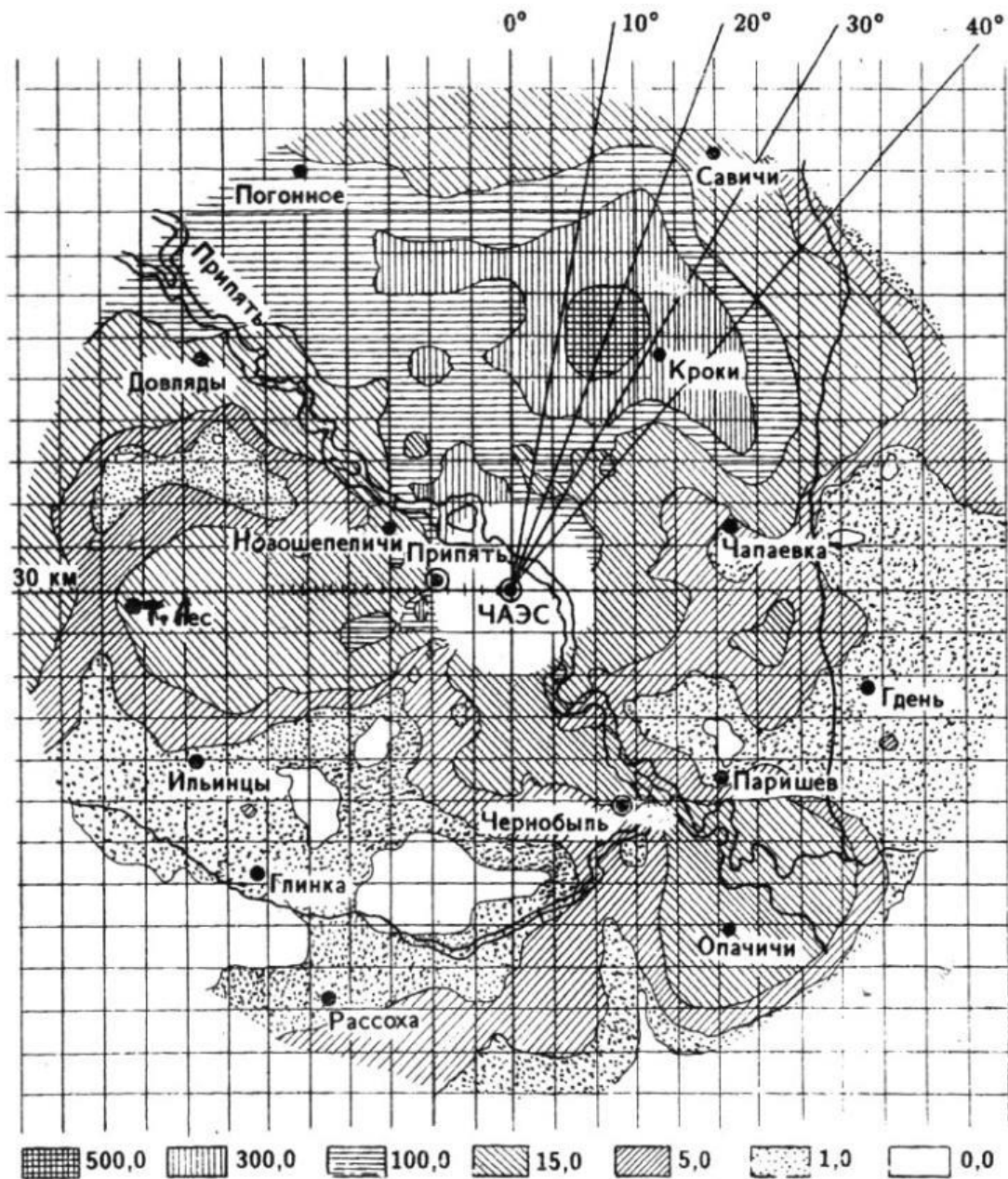


Рис. 6.1. Схема радіоактивного забруднення ^{137}Cs у ЧЗВ

Пожежа продовжувалася майже три доби, у результаті чого вогнем було знищено 30 га лісу та 16 га трав'яного покриву. У приземному шарі атмосфери спостерігалася значна задимленість повітря. Аналіз проби повітря показав збільшення вмісту ^{137}Cs до $2,3 \cdot 10^{-3} \text{ Бк/м}^3$, що перевищувало значення контрольного рівня радіоактивного забруднення у ЧЗВ. Пожежна складова

радіаційного забруднення ^{137}Cs повітряного басейну склало (13,5–70) ГБк.

Влітку 2002 року на територіях трьох держав РФ, Білорусі, України були значні осередки пожеж лісу і торфовищ, забруднених радіонуклідами, в період аварії на 4-му блоці ЧАЕС. На північному сході Житомирської області з 20.08.2000 по 06.09.2002 була зареєстрована велика пожежа, напрямок вітру північний-північно-західний. Аналіз проб повітря, взятих у ЧЗВ на віддалі 10 км від ЧАЕС, показав збільшення вмісту ^{137}Cs до $3,2 \cdot 10^{-4}$ Бк/м³. У результаті цих пожеж відбулося радіоактивне забруднення повітряного басейну активністю (0,5–1,6) ГБк. Фрагменти розглянутих лісових пожеж та динаміки концентрації ^{137}Cs у приземному шарі атмосфери ЧЗВ наведено на рис. 6.2.

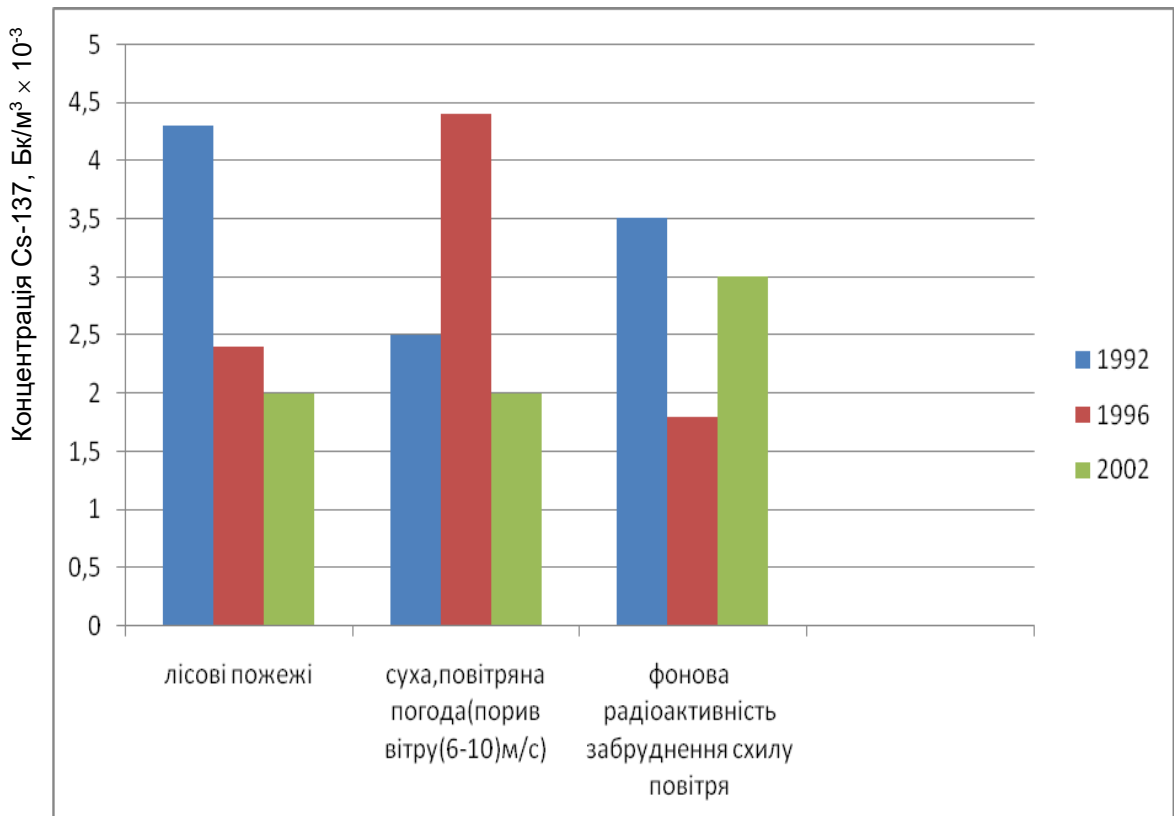


Рис. 6.2. Фрагмент графіка динаміки концентрації ^{137}Cs у приземному шарі атмосфери ЧЗВ

Кількість радіоактивних аерозолів, що утворилися під час лісових пожеж на території з приблизно однаковим радіоактивним забрудненням, визначалася співвідношенням мас кожного зі згорілих елементів компонентів лісових біогеоценозів. З рис. 6.2 видно, що концентрація РПЗ в повітрі поступово знижується. Однак зменшення кількості техногенних радіонуклідів в

атмосферному повітрі протягом певного проміжку часу, що визначають сучасну радіоекологічну ситуацію у ЧЗВ, розглянемо крізь період їх напіврозпаду. Для ^{137}Cs ($T_{1/2}=30$ р.) і ^{90}Sr ($T_{1/2}=29,12$ р.) це становить близько одного періоду напіврозпаду, а для трансуранових елементів (ТУЕ): ^{238}Pu ($T_{1/2}=87,7$ р.), ^{239}Pu ($T_{1/2}=24\,065$ р.), ^{240}Pu ($T_{1/2}=6537$ р.), ^{241}Am ($T_{1/2}=433$ р.) зниження радіоактивності становить лише близько 35%, 3%, 5% і 8% періоду напіврозпаду відповідно. Наведені дані переконливо свідчать, що незважаючи на час у 30 років після Чорнобильської катастрофи на території ЧЗВ та Зони безумовного (обов'язкового) відселення продовжується зберігатись аномально висока концентрація ТУЕ.

Влітку 1992 року проводилися спостереження в польових умовах за радіоактивними випадіннями в ЧЗВ (поблизу сіл Погонне, Крюки, Савичі) сталося 7 лісових пожеж, а сумарна площа пройдена вогнем склала 1230 га. Результати вимірювань густини радіоактивних випадінь у населених пунктах (м. Прип'ять, м. Чорнобиль), розташованих від місця лісових пожеж на відстані 7,0 км і 12,5 км, наведено на рис. 6.3, 6.4 [1]. Напрямок вітру в дні спостереження, був південно-східний.

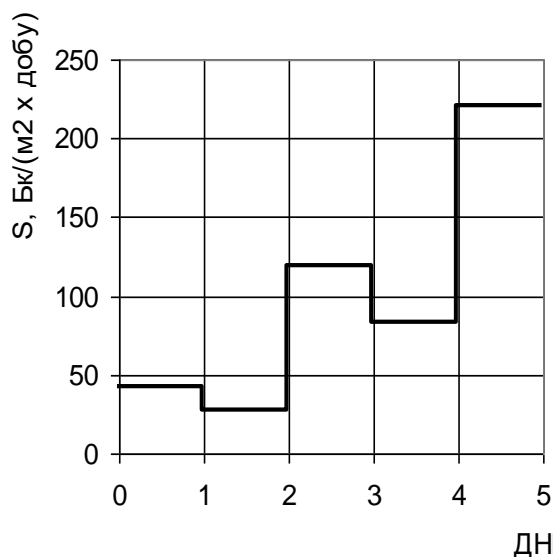


Рис 6.3. Надлишкова густина випадінь РПЗ у м. Прип'ять

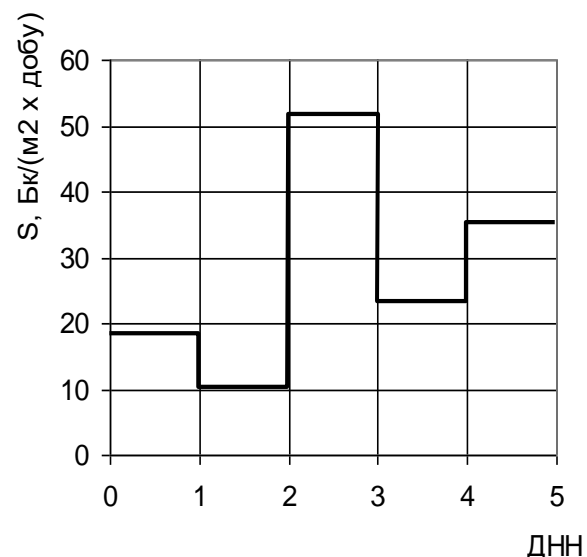


Рис. 6.4. Надлишкова густина випадінь РПЗ у м. Чорнобиль

Експериментальні дані, отримані в м. Чорнобиль під час лісових пожеж (табл. 6.1), свідчать про те, що понад 90% усіх димових частинок мають розмір 0,2–1,6 мкм.

Таблиця 6.1

Розмір димових частинок під час лісових пожеж, отриманих у м. Чорнобиль

| | | | | | | |
|---------|---------|---------|---------|---------|---------|----------|
| r | 0,2–0,4 | 0,4–0,8 | 0,8–1,6 | 1,6–3,2 | 3,2–6,4 | 6,4–12,3 |
| n/n_0 | 0,14 | 0,51 | 0,29 | 0,06 | 0,02 | 0,001 |

Примітка:

r – радіус димових частинок;

n – число димових частинок даного розміру в одиниці об'єму;

n_0 – загальне число димових частинок всіх фракцій в одиниці об'єму.

Для опису розподілу димових частинок за розмірами на підставі експериментальних даних використовувалося нормально-логіфімічне розподілення:

$$f(r) = \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi r}} \exp\left[-\frac{\ln r - \ln r_m}{2\sigma}\right], \quad (6.1)$$

де r_m – медіанний радіус димової частинки;

σ – середньоквадратичне відхилення (дорівнює 0,6).

Середній радіонуклідний склад димових частинок склав у%: ^{134}Cs – 5,3, ^{137}Cs – 54,1, ^{90}Sr – 30,8, $^{239-240}\text{Pu}$ – 0,4.

У табл. 6.2 наведено розподіл фракцій димових частинок за їх еквівалентним діаметром (d) і відповідні відносні маси (m) РПЗ, а також експериментальне визначення швидкості осідання (W_g) та стала вимивання опадами (λ).

Таблиця 6.2

Основні фізичні характеристики димових частинок

| | | | | | |
|-----------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|
| m , г | 0,30 | 0,25 | 0,20 | 0,15 | 0,10 |
| d , мкм | 10 | 16 | 28 | 36 | 42 |
| W_g , м/с | $1,5 \cdot 10^{-3}$ | $1,0 \cdot 10^{-4}$ | $2,0 \cdot 10^{-2}$ | $2,5 \cdot 10^{-2}$ | $3,0 \cdot 10^{-2}$ |
| λ , с $^{-4}$ | $1,0 \cdot 10^{-3}$ | $3,0 \cdot 10^{-4}$ | $4,0 \cdot 10^{-4}$ | $4,5 \cdot 10^{-4}$ | $4,5 \cdot 10^{-4}$ |

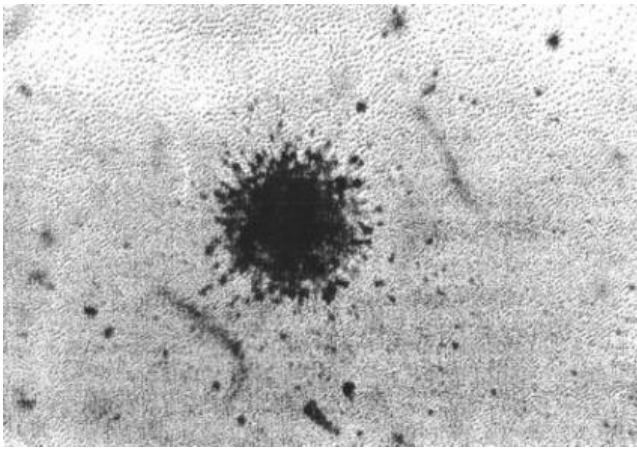
Натуральні дослідження проводились у польових умовах у ЧЗВ на різних відстанях (7 та 15 км) від центру лісової пожежі, що знаходився на відстані 10 км у західному напрямку від ЧАЕС, біля селищ Товстий Ліс та Старі Шепеличі, де в кінці квітня 1996 року виникло декілька загорянь рослинних угруповань (лісові масиви) під час перехідної пожежі. Дана територія характеризується вузьким західним слідом радіоактивного забруднення шириною близько 1,5 км з рівнем радіоактивного забруднення ґрунту більше $5,7 \cdot 10^{-3}$ кБк/м². Пожежі тривали дві доби у результаті чого вогнем було знищено 30 га лісу. Струмінь диму сягав висоти 1,2 км, а довжина димового шлейфу до 20 км.

За даними метеостанції Чорнобиль загальна метеорологічна та радіаційна ситуація перед лісовою пожежею у точках спостереження визначалась такими показниками: напрямок вітру північно-західний, швидкість у діапазоні 1,5–3 м/с, пориви 7–8 м/с, середня температура повітря 19 °С, питома об'ємна активність ¹³⁷Cs у приземному шарі атмосфери знаходилась у діапазоні $(1,2–5,1) \cdot 10^{-4}$ Бк/м³.

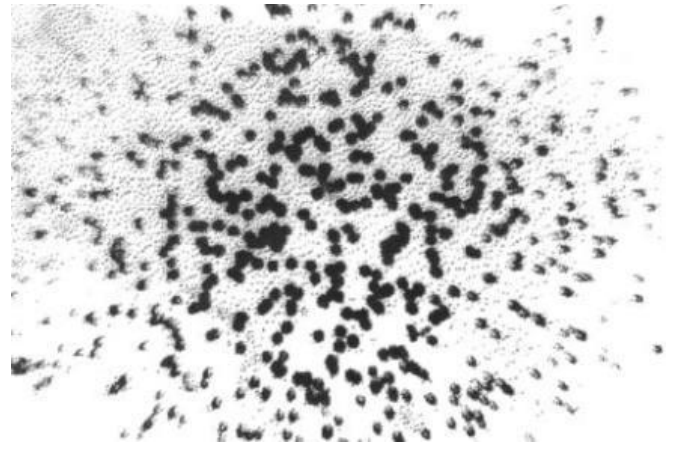
Під час лісової пожежі проводився відбір проб випадінь РПЗ на шлейфі димової хмари за стандартною методикою за допомогою марлевих планшетів [2, 3], розташованих на рівній відкритій місцевості, а також експериментальне дослідження концентрації аерозолів та зважених частинок диму. На місці попелища, після лісової пожежі, бралися зразки зольного залишку та проводився дисперсійний аналіз нелеткої золи шляхом осадження твердодисперсійної фази. Фракції золю виділяли методом седиментографічного аналізу з використанням лабораторних центрифуг.

Тривала відсутність дощів, низька питома вологість повітря під час досить високої температури дозволили провести вимірювання густини радіоактивних випадінь на сліді димового шлейфу протягом декількох діб з експериментальною похибкою (5–15)%.

На рис. 6.5 наведено зовнішній вигляд димових частинок у повітрі, які були відібрані на різних віддалях від місця лісової пожежі, а на рис. 6.6 – їх розподіл за діаметром.

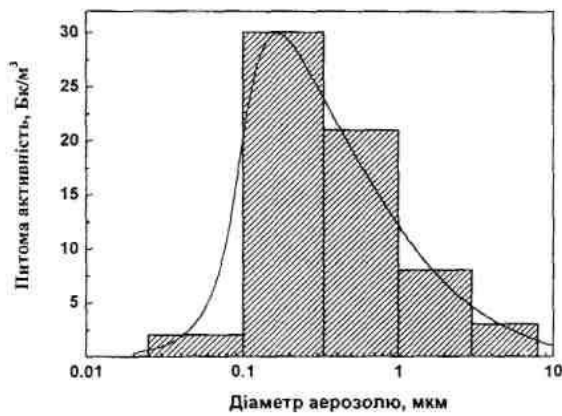


а

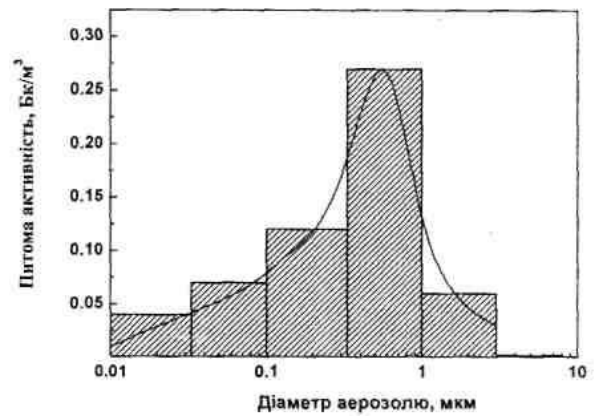


б

Рис. 6.5. Зовнішній вигляд димових частинок у повітрі під час лісових пожеж:
а – відстань 7,0 км; б – відстань 15,0 км



а



б

Рис. 6.6. Розподіл аерозольних частинок продуктів згоряння за діаметром у залежності від концентрації ^{137}Cs в них на відстані 7,0 км (а) та 15 км (б) від місця пожежі

У табл. 6.3 наведено ізотопний склад радіонуклідів у димових частинках.

Таблиця 6.3

Ізотопний склад і радіоактивність радіонуклідів у димових частинках на різних відстанях від місця лісової пожежі

| Відстань, км | Активність, кБк | | | | |
|-----------------|-------------------|-------------------|------------------|-----------------------|-------------------|
| | ^{134}Cs | ^{137}Cs | ^{90}Sr | $^{239+240}\text{Pu}$ | ^{238}Pu |
| 7,0 | $5,1 \pm 0,05$ | $21,2 \pm 2,1$ | 380 ± 15 | $3,2 \pm 0,3$ | $1,29 \pm 0,07$ |
| 15,0 | $1,2 \pm 0,01$ | $8,9 \pm 1,5$ | 230 ± 10 | $1,8 \pm 0,1$ | $0,71 \pm 0,02$ |

На рис. 6.7 подано розподіл частинок РПЗ в залежності від їх діаметра.

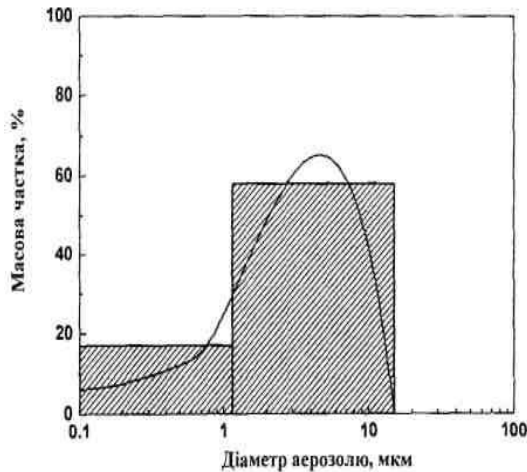


Рис. 6.7. Гістограма розподілу фракцій частинок продуктів згоряння в залежності від їх діаметра

Ці частинки у середньому на 55% складаються з різних смол, на 25% із сажі та на 25% з легкої золи та довго (протягом 5 діб) утримаються в атмосферному повітрі.

З рис. 6.7 видно, що розподіл густини активності легких частинок у повітрі за критерієм Колмогорова, за значимості 0,05 не суперечить логнормальному закону:

$$\begin{cases} G(r_0) = \frac{N(r_0)}{N_p} = 0,5 \left[1 + \operatorname{erf} \left(\frac{\ln r_0 - \ln r_g}{\sqrt{2 \ln \beta_g}} \right) \right] \\ g(r_0) = \frac{n(r_0)}{N_p} = \frac{1}{\sqrt{2\pi r_0 \ln \beta_g}} \exp \left[- \left(\frac{\ln r_0 - \ln r_g}{\sqrt{2 \ln \beta_g}} \right)^2 \right] \end{cases}, \quad (6.2)$$

де $N(r_0)$ – концентрація ^{137}Cs у складі аерозольної частинки радіусом r_0 ;

N_p – повна концентрація ^{137}Cs у складі аерозольних частинок;

$n(r_0)$ – питома концентрація ^{137}Cs ;

$r_g = 2,74 \cdot 10^{-6}$ м;

$\beta_g = 2,18$ – стандартне геометричне відхилення.

Очевидно, що $G(r_0)$ зв'язана з диференціальною функцією співвідношенням:

$$G(r_0) = \int_0^{r_0} g(\zeta) d\zeta, \quad (6.3)$$

де ζ – змінна інтегрування.

На рис. 6.8 наведено розрахований для 24 проб дисперсійний склад аерозольних частинок зі шлейфу димової хмари.

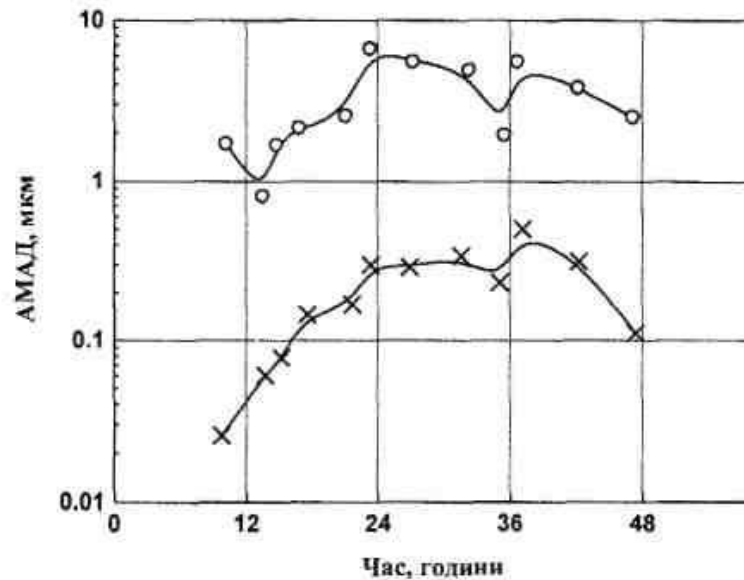


Рис. 6.8. Розрахований медіанний аерозольний діаметр легких аерозольних частинок (точки відбору на відстані \circ – 7 км та \times – 15 км від епіцентру лісової пожежі)

Як видно з рис. 6.8 аерозольні частинки диму з ^{137}Cs на відстані 15 км від місця лісової пожежі були із значенням (0,01–1,0) мкм і $\sigma=(1,5\text{--}2,2)$.

На рис. 6.9 представлено зміну інтенсивності випадінь частинок диму з ^{137}Cs на шлейфі димової хмари на різних відстанях від місця пожежі.

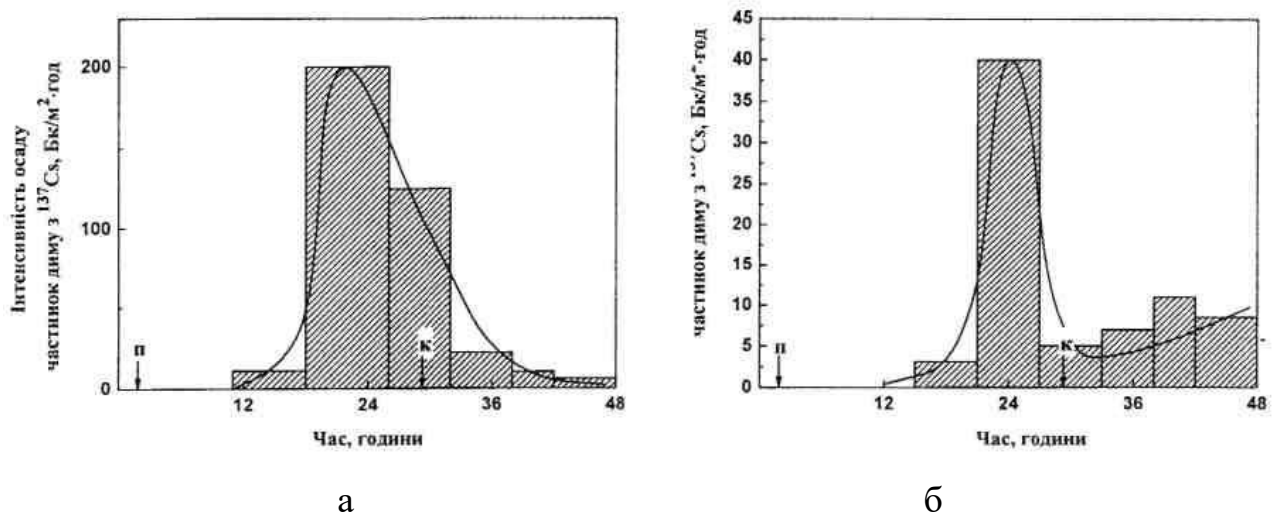


Рис. 6.9 – Зміна інтенсивності випадіння частинок диму з ^{137}Cs на відстані 7,0 км (а) та 15 км (б) від місця пожежі (п – початок пожежі, к – кінець пожежі)

З наведених на рис. 6.9 даних можна бачити, що різке підвищення густини випадіння обумовлено вимиванням з атмосфери радіоактивних частинок диму,

утворених під час лісової пожежі. На рис. 6.10 представлена гістограма розподілу фракції нелеткої золи (%) за масою, а на рис. 6.11 гістограма розподілу активності ^{137}Cs у зональному залишку.

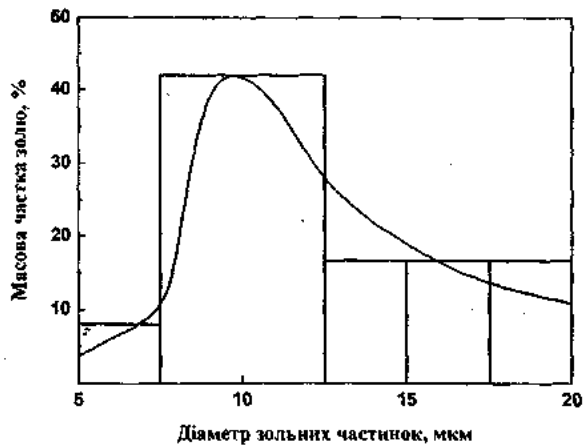


Рис. 6.10. Розподіл фракцій нелеткої золи у лісовій підстилці

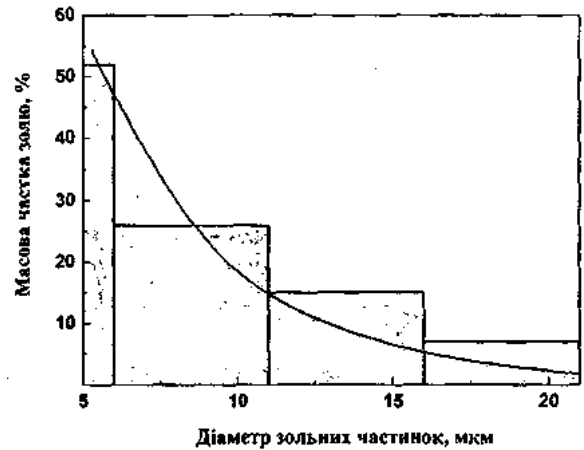


Рис. 6.11. Розподіл активності ^{137}Cs в зольному залишку лісової підстилки

Густина забруднення згорілої підстилки становила (70–900) кБк/м² і була покрита радіоактивним зольними частинками розміром (10–20) мкм з питомою активністю ^{137}Cs (0,6–1,5) кБк/кг, що можуть стати вторинним джерелом радіаційного забруднення навколишнього середовища за рахунок дефляції.

21–22 червня 2002 року у приземному шарі атмосфери фіксувалась підвищена концентрація ^{137}Cs . Радіоактивний дим поступав із зони лісової пожежі (північно-західний напрям, 10 км від Чорнобиля), а також із Іванківського (6,5 га) і Вишгородського (22,0 га) районів і Житомирської області. Північно-західним вітром радіоактивний дим від лісових пожеж поширювався у напрямку Києва. Радіоактивний дим (сажа, попел та волога), піднімаючись вгору, поступово осаджувався на поверхню землі в залежності від розподілу частинок продуктів згоряння за розмірами. На рис. 6.12 наведено зміни вмісту концентрації диму в атмосферному повітрі в усіх фазах лісової пожежі, а на рис. 6.13 розподіл об'ємної активності (концентрації) радіонуклідів у повітрі для різних фаз розвитку лісової пожежі. З даних наведених на рис. 6.13 видно, що об'ємна активність РПЗ в основному обумовлена ^{137}Cs , що складає 82% загальної активності, ^{90}Sr – 7%, а ТУЕ – <1,0%.

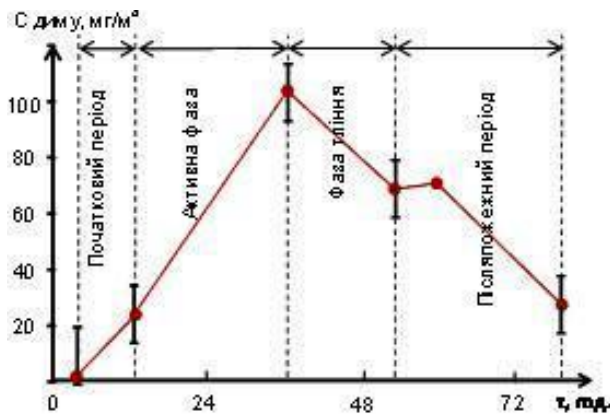


Рис. 6.12 – Показник вмісту концентрації диму у повітрі у місці лісової пожежі

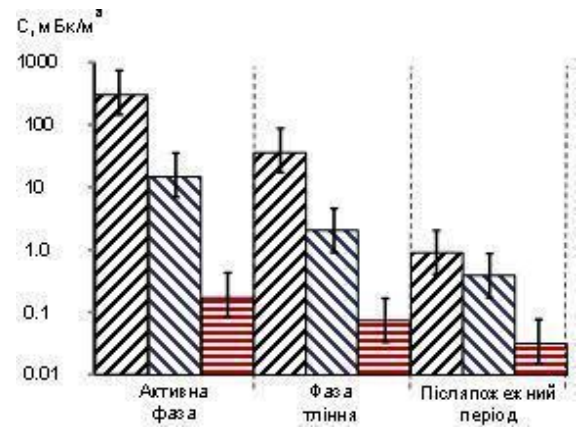


Рис. 6.13 – Об'ємна активність радіонуклідів у атмосферному повітрі під час різних фаз лісової пожежі

Вимірний розподіл об'ємної концентрації радіонуклідів та інтенсивність їх осідання в атмосферному повітрі на різних відстанях від лісової пожежі наведені на рис. 6.14, 6.15.

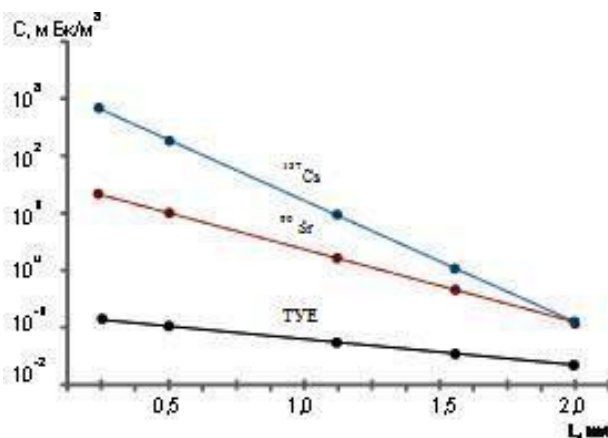


Рис. 6.14. Розподіл об'ємної концентрації радіонуклідів в атмосферному повітрі в залежності від відстані під час активної фази лісової пожежі

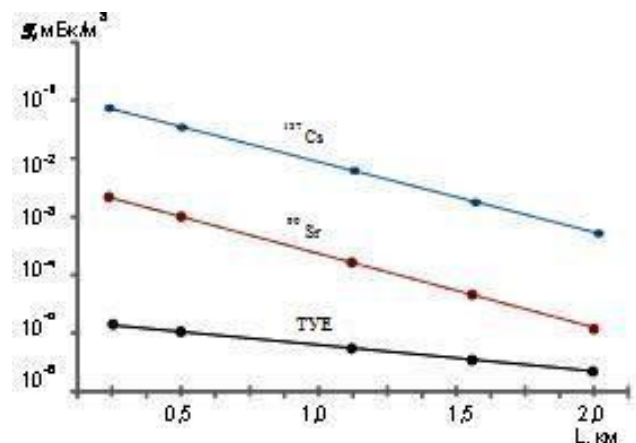


Рис. 6.15. Розподіл інтенсивності осідання радіонуклідів в атмосферному повітрі в залежності від відстані під час активної фази лісової пожежі

На рис. 6.14 добре видно, що на відстані 2 км від місця лісової пожежі об'ємна концентрація ^{137}Cs зменшилася на три порядки, а для ^{90}Sr лише на порядок. З рис. 6.15 видно, що інтенсивність осідання частинок диму з атмосфери на поверхню ґрунту буде визначатися в основному двома факторами: «сухим» гравітаційним турбулентним осадженням та вимиванням опадами. Окрім того, осідання частинок диму може відбуватися за рахунок конденсації вологи та процесів дифузії.

Швидкість сухого осідання радіоактивних аерозольних частинок різного радіуса (мкм) можна визначити за законом Стокса:

$$V = \frac{m_0 g}{6\pi\eta_\beta r_0}, \quad 0,7 \leq r_0 \leq 1,8; \quad (6.3)$$

$$V = \frac{r_0 g}{36\eta_\beta} (\rho - \rho_0), \quad 13,0 \leq r_0 \leq 2,5\rho, \quad (6.4)$$

де $\eta_\beta = 1,84 \cdot 10^{-5}$ Па·с – динамічний коефіцієнт в'язкості повітря;
 $r_0 = 3 \cdot 10^{-10}$ м, $m_0 = 3,6 \cdot 10^{-25}$ кг – радіус та маса димової частинки;
 $g = 9,81$ м/с² – прискорення вільного падіння;
 $\rho_\beta = 1,2193$ кг/м³ – густина повітря.

На рис. 6.16 наведено дані щодо «сухого» осадження швидкості випадінь димових частинок для різних густин, розраховані за формулою (6.4). З рисунку видно, що частинки з густиною 10^{-3} кг/м³ найбільш стійкі у вільній атмосфері можуть переноситися на великі відстані від джерела лісової пожежі.

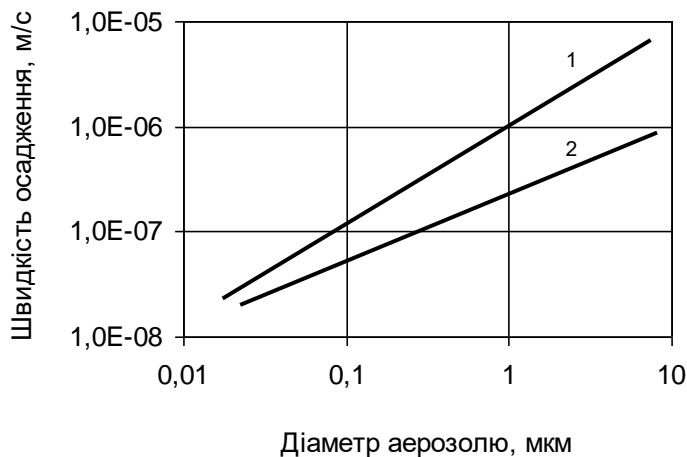


Рис. 6.16. Швидкість падіння у повітрі димової частинки з різною густиною:
 1 – $\rho = 2,5 \cdot 10^{-3}$ кг/м³;
 2 – $\rho = 1,2 \cdot 10^{-3}$ кг/м³

На рис. 6.17 представлено розподіл активності радіонуклідів за розмірами димових частинок для активної фази пилу лісової пожежі. З рис. 6.17 видно, що радіоактивне навантаження на організм людини буде для легких частинок з активним медіанним аеродинамічним діаметром у діапазоні 1,4–0,8. В цьому разі діаметр медіан і стандартні відхилення для логарифмічно-нормального розподілу складають: $d_m = 1,5$ мкм, $\tau = 1,3$.

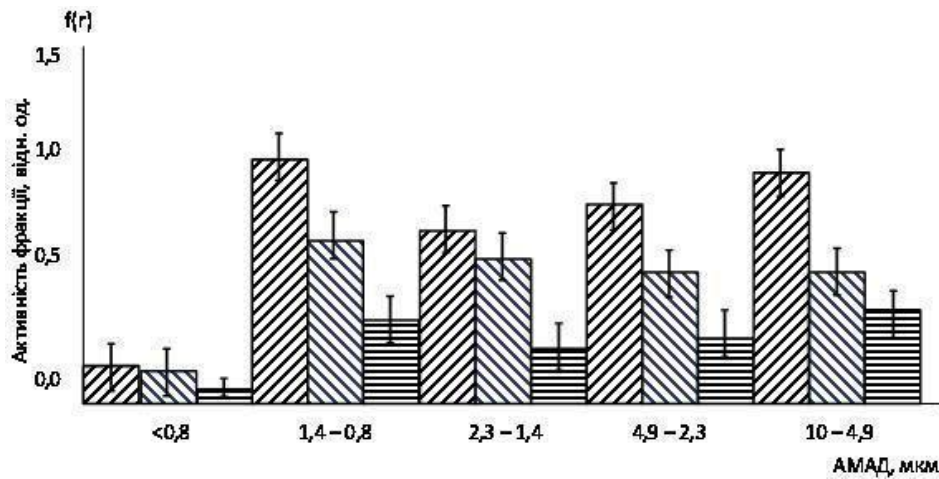





Рис. 6.17. Розподіл активності димових частинок за розмірами АМАД в радіоактивних продуктах згоряння в активній фазі лісової пожежі:

 – ^{137}Cs ;  – ^{90}Sr ;  – TUE

Таким чином, проведені дослідження в натуральних умовах свідчать про те, що вміст радіоактивних частинок диму в приземному шарі атмосфери ЧЗВ може різко збільшуватися на декілька порядків за рахунок лісових пожеж. Короткочасний (декілька суток) підвищений вміст РПЗ в приземному шарі повітря може досягати рівня значень радіаційної небезпеки для життєдіяльності населення, яке проживає в чистій зоні на значних відстанях (до 30 км по осі сліду) від місця лісової пожежі. Особливу радіаційну небезпеку становлять пожежі в лісах, забруднених техногенними радіонуклідом (рис. 6.18), на західному сліді за рахунок випадання TUE, оскільки наявність у РПЗ плутонію призводять до значних дозових навантажень під час інгаляції (рис. 6.19).

За результатами ряду вимірювань сумарна активність викинутих в атмосферу РПЗ склала: 1992 р. – (30–140) ГБк; 1996 р. – (13,5–70) ГБк; 2002 р. – (0,5–1,6) ГБк. Об'ємна активність димових частинок приземних пожеж визначалася в основному ^{137}Cs (1992 – 99,5% від загальної активності, 1996 р. – 98,1%, 2002 р. – 97,2%). Об'ємна активність ^{137}Cs у приземному шарі атмосфери в дні самої високої задимленості зростає в 100 – 600 разів у порівнянні з фоновими значеннями, а їх абсолютні величини досягали: 1992 р. – $1,7 \cdot 10^{-2}$ Бк/м³; 1996 р. – $2,3 \cdot 10^{-4}$ Бк/м³; 2002 р. – $3,2 \cdot 10^{-4}$ Бк/м³.



Рис. 6.18. Формування радіоактивних шарів відповідно до метеорологічних умов для миттєвих викидів у визначені дати та час (за Гринвічем):
 1 – 26.04.1986, 00:00; 2 – 27.04.1986, 00:00; 3 – 27.04.1986, 12:00;
 4 – 29.04.1986, 00:00; 5 – 02.05.1986, 00:00; 6 – 04.05.1986, 12:00

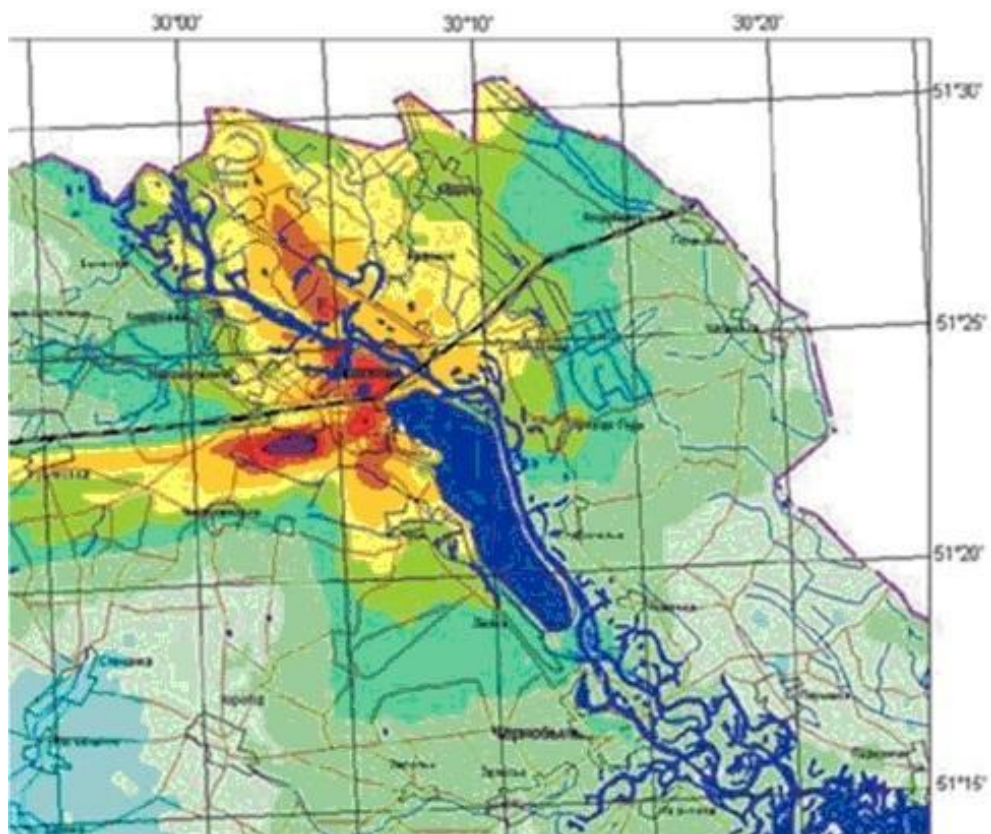


Рис. 6.19. Карта забруднень ґрунту ^{238}Pu навколо ЧАЕС

Отримані результати показали, що в приземному шарі атмосфери переважали частинки диму з аеродинамічним діапазоном менш 1 мкм, які найбільш небезпечні в радіаційному відношенні для людини.

6.1.2. Результати експериментальних лабораторних досліджень

Радіоактивний дим і леткі зольні частинки є визначальним компонентом радіоактивного забруднення атмосферного повітря. Так як основна маса радіоактивності зосереджена у лісовій підстилці, виникає необхідність у систематичному вивченні поведінки РПЗ в біосфері, а також процесів, що впливають на їх трансформацію, утворення та розпад, які безпосередньо впливають на міграцію радіонуклідів у навколишньому середовищі. Важливе значення у вивченні цих процесів відіграє правильне визначення типу забруднення природних екосистем, виду лісової пожежі, метеорологічних умов тощо, що неможливо без добре розроблених засобів вимірювань і методик їх аналізу. Аналіз та систематизація лісових пожеж у ЧЗВ, причин їх виникнення та наслідків показали, що найбільш частіше всього виникають низові і верхові пожежі локального характеру під час горіння соснового лісу. Тому в даній роботі лабораторним випробуванням піддали зразки біомаси з соснового лісу у вигляді брикетованого куба з різною кількістю горючого навантаження (лісова підстилка, гілки і хвоя), що спалювалися на піддонах у природних умовах.

Проби лісової підстилки відбирали на глибині до 5 см. Визначали коефіцієнт масової швидкості вигорання рослинної біомаси. Процес вигорання зразків описували рівнянням:

$$\frac{dm}{d\tau} = -K_B F, \quad (6.5)$$

де m – маса зразка;

K_B – коефіцієнт масової швидкості вигорання;

F – поверхня зразка. Тут $F=6(m/\rho_0)^{2/3}$, де ρ_0 – густина зразка;

τ – час.

Інтегруючи рівняння (6.5), визначали час згоряння зразка:

$$\tau = \frac{m_0^{1/3}}{6K_B \rho^{2/3}} \left[1 - b(\tau)_{1/3} \right]^3, \quad (6.6)$$

де $b(\tau) = m(\tau)/m_0$;

m_0 – початкова маса зразка;

$m(\tau)$ – маса зразка через проміжок часу τ .

У табл. 6.4 представлено піротехнічні характеристики лісової підстилки за вологістю (30–40)%, гілок і хвої сосни за вологістю (10–15)% для різної кількості горючої навантаження.

Таблиця 6.4

Піротехнічні характеристики зразків біомаси
для різної кількості горючої навантаження

| Тип рослинної біомаси | Кількість горючого навантаження, г/см ³ | Коефіцієнт масової швидкості вигорання (K_B), кг/(м ² ·хв) | Тривалість горіння, τ , хв | Максимальна температура, T_{max} , К |
|-----------------------|--|---|---------------------------------|--|
| Лісова підстилка | 2,5–0,01 | 0,22 | 38 | 1023 |
| | 5,0–0,2 | 0,24 | 65 | 1063 |
| | 10,2–1,0 | 0,27 | 129 | 1103 |
| Гілки і хвоя сосни | 2,5–0,01 | 0,82 | 30 | 1153 |
| | 5,0–0,2 | 0,85 | 62 | 1173 |
| | 10,2–1,0 | 0,89 | 130 | 1273 |
| | 15,0–1,5 | 0,93 | 142 | 1373 |

Після спалювання зразків проводили дисперсійний аналіз зольного залишку шляхом осадження твердодисперсної фази. Фракції золи виділяли методом седиментографічного аналізу з використанням лабораторних центрифуг. У табл. 6.5 наведено розподіл активності ¹³⁷Cs у зольному залишку залежно від дисперсності зольних частинок.

Зміну величин активності ¹³⁷Cs в зольному залишку проводили на напівпровідниковому γ -спектрометрі з використанням багатоканального аналізатора з похибкою $\leq 15\%$.

Таблиця 6.5

Розподіл активності ^{137}Cs в зольному залишку в залежності від їх дисперсності для різного виду пального матеріалу, %

| Тип рослинної біомаси | Діаметр зольних частинок, мкм | | | | |
|-----------------------|-------------------------------|-------|-------|-------|--------|
| | < 2,0 | < 4,0 | < 6,0 | < 8,0 | < 10,0 |
| Лісова підстилка | 45 | 30 | 15 | 12 | 8 |
| Гілки і хвоя сосни | 40 | 25 | 17 | 8 | 10 |

З даних, наведених у табл. 6.5 видно, що максимум розподілу фракції золи за розміром і активності ^{137}Cs складає ~70% для лісової підстилки, а для хвої та гілок сосни складає >60% і припадає на частинки розміром (1–5) мкм. Це значення зменшується зі збільшенням розміру частинок золи. Отримані дані дозволили розрахувати швидкість вільного осадження крупних частинок золи розміром <20 мкм за законом Стокса:

$$V_{п.с.} = \frac{gd_z}{18\eta_g}(\rho_z - \rho_g), \quad (6.7)$$

де d_z – аеродинамічний еквівалент діаметру частинок золи;

η_g – динамічний коефіцієнт в'язкості повітря;

g – прискорення вільного падіння частинки золи;

ρ_z – густина частинки золи;

ρ_g – густина повітря.

Середня швидкість сухого осадження радіоактивної золи склала 0,008 м/с. Поверхня лісової підстилки після пожежі буде вкрита радіоактивними зольними частинками розміром (5–20) мкм з активністю ^{137}Cs більше 60%, що можуть стати вторинним джерелом забруднення навколишнього середовища за рахунок дефляції. Причому поширення радіоактивної золи обумовить коефіцієнт вітрового захоплення, що є усередненою характеристикою від геометричних розмірів і форм частинок золи, їх фізико-хімічних властивостей, структури та стану поверхні землі, наявності та виду рослинного покриву.

Утворення та розподіл радіоактивного диму в атмосфері визначається

конкретним видом лісової пожежі, фізико-хімічними процесами горіння та димоутворення, мікрофізикою й агрегатним станом РПЗ, а також конкретною метеорологічною обстановкою. Радіоактивний дим (сажа, попел і волога), піднімаючись вгору, поступово буде осідати на поверхні землі залежно від розподілу продуктів згоряння за розмірами. Цей процес буде визначатися в основному двома чинниками: сухим гравітаційним турбулентним осадженням і вимиванням опадами. Крім того, осадження частинок диму може здійснюватися за рахунок конденсації вологи та завдяки процесам дифузії.

Зразки біомаси, взяті з ЧЗВ, поміщали у високотемпературну піч типу СУОЛ і нагрівали до високих температур. Леткі продукти згоряння після попереднього охолодження прокачували через фільтри із синтетичної тканини, після чого проводили дисперсійний аналіз осаджених летких частинок методом седиментографічного аналізу. У табл. 6.6 наведений розподіл частинок диму в залежності від аеродинамічного еквівалентного діаметра та для різного виду ЛГМ.

Таблиця 6.6

Розподіл розмірів леткої золи для різного виду ЛГМ, %

| Тип рослинної біомаси | Діаметр летючої золи, мкм | | | | | |
|-----------------------|---------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | < 1,0 | < 2,0 | < 3,0 | < 4,0 | < 5,0 | < 6,0 |
| Лісова підстилка | 10 | 25 | 38 | 12 | 10 | 5 |
| Гілки і хвоя сосни | 5 | 35 | 30 | 15 | 10 | 5 |

Коефіцієнт утворення летких частинок (аерозолів) РПЗ визначали за формулою:

$$b_{п.с.} = \frac{m_0 - m_3}{m_0}, \quad (6.8)$$

де m_3 – маса золи.

Отримані результати вказують на те, що вихід летких частинок під час згоряння лісової підстилки (при вологості 40%) склав 3,5% за масою, а під час горіння гілок і хвої сосни (вологість 15%) – ~5,7%, що добре узгоджується з

даними, наведеними в роботі [1]. Розподіл летких частинок за розмірами задовільно апроксимувати логнормальною функцією виду:

$$n(r) = \frac{n_0}{\sqrt{2\pi \cdot \lg \sigma_g}} \exp \left[-\frac{\lg(r/r_0)}{2 \lg^2 \sigma_g} \right], \quad (6.9)$$

де $n(r)$ – число летких частинок в інтервалі від r до $r+dr$;

n_0 – інтегральна концентрація летких частинок, визначена з логнормального розподілу;

r_0 – медіанний (середньгеометричний) радіус леткої частинки РПЗ;

σ_g – стандартне геометричне відхилення.

Відповідно до розподілу була визначена середня розрахункова концентрація летких частинок під час локальної верхової лісової пожежі, що склала $\sim 3 \cdot 10^8 \text{ м}^{-3}$. Одночасно в процесі високотемпературної сублимації зразків біомас вимірювали питому активність ^{137}Cs в летких частинках. У табл. 6.7 представлено результати вимірювання коефіцієнтів швидкості витоку $[K_R(T), \%]$ ^{137}Cs із зразків.

Таблиця 6.7

Коефіцієнт швидкості витоку ^{137}Cs з лісової підстилки, гілок і хвої сосни за різних температур

| Коефіцієнт швидкості витоку ^{137}Cs зі зразка | Час нагріву зразка τ , хв | | | | | |
|---|--------------------------------|------|------|------|------|------|
| | 10 | 20 | 30 | 40 | 50 | 60 |
| $K_R(T=1173 \text{ К})$ | 8,5 | 30,2 | 45,6 | 58,1 | 67,5 | – |
| $K_R(T=1273 \text{ К})$ | 9,2 | 35,1 | 49,9 | 61,3 | 70,0 | 81,2 |

Отримані експериментальні дані апроксимували наступною функцією:

$$K_R(T) = 1/\Delta\tau \ln \left[1 - (\Delta A/A_0) \right], \quad (6.10)$$

де ΔA – питома активність ^{137}Cs , який вивільнився із зразка в інтервалі часу $\Delta\tau$;

A_0 – питома активність зразка на початку часового інтервалу $\Delta\tau$.

На рис. 6.20 наведено дані про кількість ^{137}Cs , що виділився у повітря за повного згоряння в печі 1 кг лісового горючого матеріалу взятого в районі

«Рудого лісу» і біля сіл Лельов і Сахани.

Таким чином, високоточна оцінка радіаційно небезпечних ситуацій під час пожеж у лісах забруднених Чорнобильськими радіонуклідами та прогнозування їх розвитку, можуть бути забезпечені у разі використання експериментальних лабораторних досліджень для отримання достовірних даних.

Запропоновані методи визначення радіаційного стану під час лісових пожеж, відповідних методик виконання вимірювань та сучасного аналітичного обладнання дозволили одержати високоточні вихідні дані, що характеризують концентрацію та склад радіоактивних димових частинок, дисперсний склад як функцію розподілу за розміром радіоактивних аерозолів, за аеродинамічним діаметром, залежність пожежно-технічних характеристик лісових горючих матеріалів від типу пожежі та погодних умов.

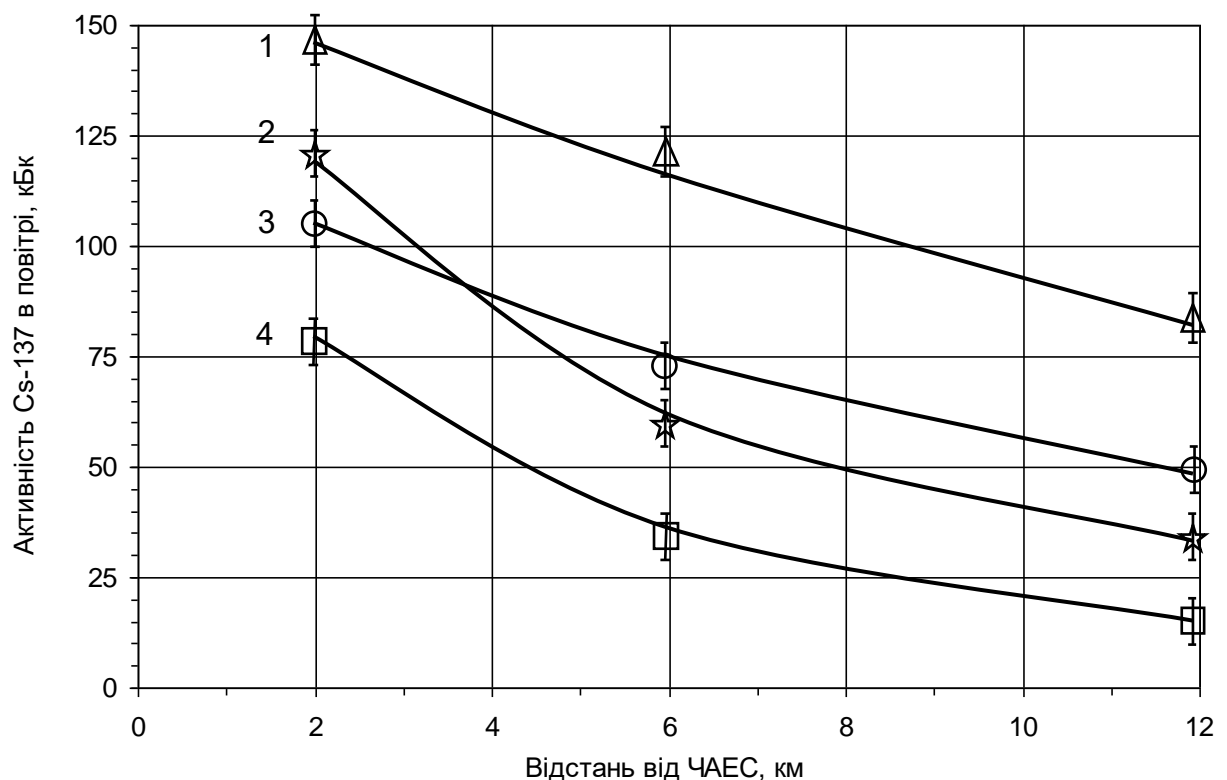


Рис. 6.20. Кількість ^{137}Cs , що виділився у повітря при повному згорянні 1 кг лісового горючого матеріалу взятого в районі «Рудого лісу» і біля сіл Лельов і Сахани: 1 – лісна підстилка; 2 – суха трава; 3 – хвоя сосни; 4 – кора сосни

На основі наведених експериментальних досліджень у натуральних умовах були вивчені закономірності поведінки лісових горючих матеріалів під час вогневих випробувань, встановлені кількісні параметри сублімації РПЗ у повітрі під час високотемпературної дії, отримана детальна інформація про розподіл та співвідношення ^{137}Cs в димових газах. Встановлено кількісні параметри об'ємної активності димових частинок у повітрі та композиція радіонуклідів.

Встановлено, що максимальну кількість складають димові частинки з аеродинамічними діаметрами в інтервалі (0,5–1,0) мкм, в цьому разі радіус медіан і стандартне відхилення за логнормального розподілу склали для $\Gamma_0=0,6$ мкм – $\sigma_\delta=1,2$, для $\Gamma_0=0,8$ мкм $\sigma_\delta=1,0$. Інтенсивність осідання ^{137}Cs склала $2,3 \cdot 10^{-3}$ Бк/(м·с), а швидкість осідання – 2,6 см/с для лісової підстилки.

6.1.3. Порівняльна оцінка отриманих результатів

Після Чорнобильської катастрофи проведено ряд досліджень щодо вторинної радіаційної небезпеки димових частинок під час лісових пожеж. Під час проведення досліджень науковці надають перевагу різним вихідним параметрам, що характеризують лісові пожежі, наприклад, для ^{137}Cs , це концентрація у приземному шарі атмосфери, густина випадіння на ґрунт, коефіцієнт і швидкість ресуспензії та ін. Утворення цих параметрів залежить від багатьох факторів: виду пожежі (низова, верхова, перехідна) і фази лісової пожежі (початкова, активна, тління); фізико-хімічних властивостей лісових горючих матеріалів; складу і віку радіоактивних відкладень у лісових масивах; метеорологічних параметрів (швидкості вітру, вологості, температури, пори року) тощо. Для оцінки даних факторів, проведемо порівняльний аналіз отриманих у роботі параметрів з відомими публікаціями. На рис. 6.21 наведено результати порівняльних вимірювань концентрації і густини випадіння ^{137}Cs , що отримані під час натуральних вогневих досліджень ($S_n=25$ га) та під час лісової пожежі в ЧЗВ в залежності від відстані та місця пожеж, які відбувалися в різний час. Рисунок підтверджує відповідність отриманих експериментальних даних.

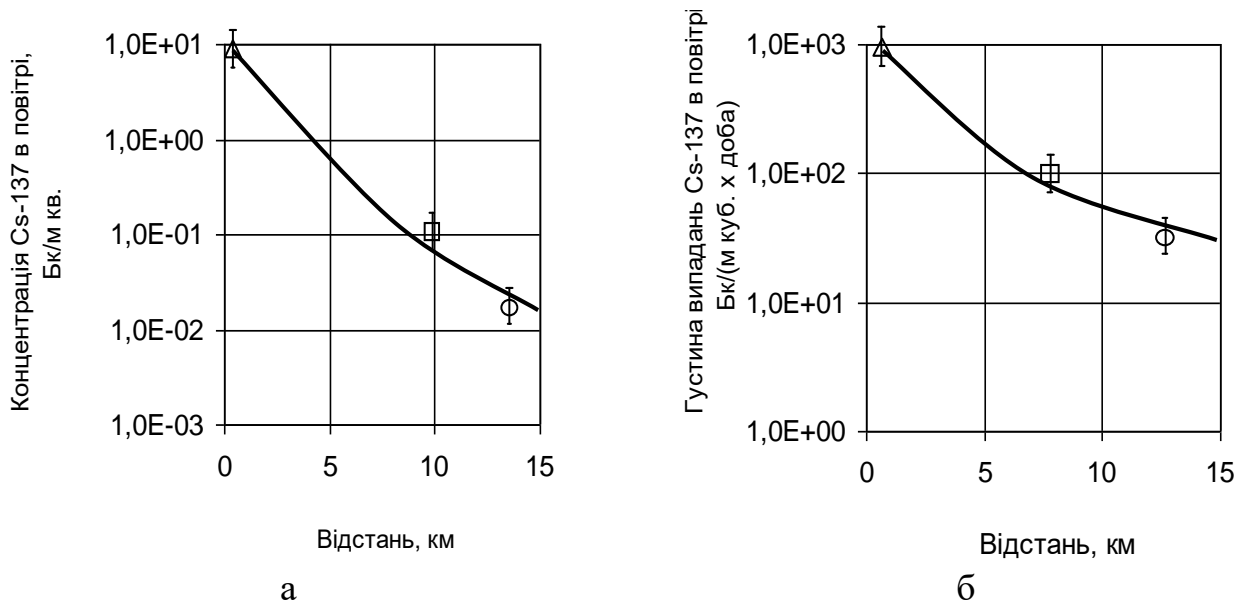


Рис. 6.21. Результати порівняльних вимірювань концентрації (а) та густини випадіння (б) ^{137}Cs під час натурального вогневого експерименту і під час лісової пожежі в ЧЗВ в залежності від відстані від місця пожежі:

Δ – осінь 1993 р., Новозибівка, Брянська обл., РФ [4];

\square – літо 1992 р., м. Прип'ять, Україна; \circ – літо 1992 р., м. Чорнобиль, Україна

На рис. 3.22 наведено результати порівняльних вимірювань інтенсивності та швидкості осідання ^{137}Cs під час контрольованої лісової пожежі ($S_n=60\times 60\text{ м}^2$) і під час лісової пожежі в ЧЗВ, що відбулися в різний час.

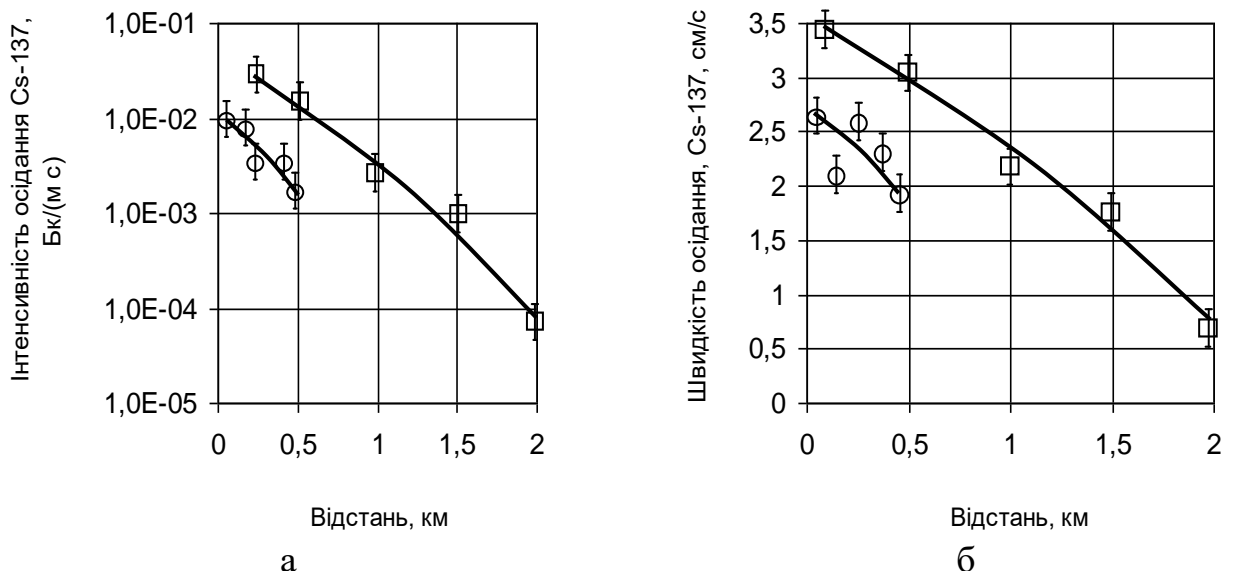


Рис. 6.22. Результати порівняльних вимірювань інтенсивності осідання (а) та швидкості осідання (б) ^{137}Cs під час лісових пожеж у ЧЗВ в залежності від відстані від місця пожежі:

\square – 21–22.07.2002 р., лісова пожежа в ЧЗВ (північно-західний напрям, 10 км від ЧАЕС; \circ – 15.05.2003 р., с. Новошеполічи, 5 км на 280° від ЧАЕС [1]

З наведених на рис. 6.22 даних видно незначну відмінність, що можна пояснити тим, що в 2000 році натуральні вогневі випробування проводили для низової лісової пожежі, а в 2002 році була перехідна лісова пожежа в ЧЗВ.

Для оцінки винесення РПЗ в повітря використовують коефіцієнт RF і швидкість ресуспензії. Коефіцієнт RF визначається як відношення концентрації частинок, що вторинно надійшли у повітря у результаті пожежі, на одиницю об'єму до поверхневої активності на одиниці площі лісового ґрунту. У табл. 6.8 наведено результати порівняння контрольованих вогневих експериментів і лісових пожеж за різні періоди часу.

Таблиця 6.8

Порівняльні вихідні дані по ^{137}Cs під час лісових пожеж

| Час, вид пожежі та місця проведення досліджень | Коефіцієнт ресуспензії, $RF, \text{м}^{-1}$ | Швидкість ресуспензії, с^{-1} | Література |
|---|---|--|------------|
| Осінь 1993 р. Низова лісова пожежа ($S=25$ га), Новозибківський лісгосп, РФ | $(8,0 \pm 4,8) \cdot 10^{-6}$ | $(2,9 \pm 1,7) \cdot 10^{-6}$ | [4] |
| 21–22 липня 2002 р. перехідна лісова пожежа, 10 км от ЧАЕС (північно-західний напрям), ЧЗВ | $(3,2 \pm 0,9) \cdot 10^{-7}$ | $(2,3 \pm 0,5) \cdot 10^{-6}$ | [5] |
| 15 травня 2003 р. Низова лісова пожежа ($S=60 \times 60 \text{ м}^2$) 5 км на 280° від ЧАЕС с. Новошеполичі, ЧЗВ | $(7,0 \pm 2,8) \cdot 10^{-7}$ | $(2,1 \pm 0,3) \cdot 10^{-6}$ | [1] |

Аналіз даних з табл. 6.8 показує, що початкове (1993 р.) значення коефіцієнта RF для ^{137}Cs змінюється у діапазоні $(8,0 \cdot 10^{-6} - 7,0 \cdot 10^{-7}) \text{ м}^{-1}$, а швидкість ресуспензії залишається без змін. Для періоду цих 10 років його величини не перевищували 10^{-7} , тобто величина коефіцієнта RF у часі змінюється за експонентою зі сталим спадом $\tau_{1/2} = 7 \cdot 10^{-3}$ рік.

6.2. Оцінка радіаційного ризику під час гасінні пожежі

Під час пожежі у ЧЗВ в атмосферу надходили РПЗ, концентрація яких може істотно перевищувати гранично допустимі значення. РПЗ, що викидаються у повітря, небезпечні, насамперед, для працівників ПРП, які безпосередньо задіяні у

гасінні пожеж.

Частка спаленого горючого матеріалу залежить від виду пожежі та класу природної пожежної небезпеки для різних погодних умов і змінюється від 0 для деревини до 97% для хвої/листя під час верхових пожеж. На підставі даних про запаси *i*-го радіонукліда у горючому матеріалі та його витоку з одиниці поверхні залежно від виду пожежі і класу природної пожежної небезпеки може бути оцінена інтегральна або середня приземна питома об'ємна активність *i*-го радіонукліда у повітрі на різних видаленнях від джерела і за різних метеорологічних умов. Для цього, звичайно, використовуються різні моделі конвективного підйому і розсіювання (дисперсії) радіоактивного аерозолу в атмосфері. Проте, дані моделі не дозволяють розрахувати концентрацію радіонуклідів у зоні дихання учасників пожежогасіння у безпосередній близькості від фронту вогню через потужні конвективні потоки і турбулентності повітря. Тому для цієї мети, звичайно, використовуються експериментально отримані емпіричні співвідношення між середньою питоною об'ємною активністю радіонуклідів у повітрі у зоні дихання учасників пожежогасіння біля фронту вогню і поверхневою густиною забруднення радіонуклідом горючого матеріалу. Максимальна об'ємна активність ^{90}Sr і ^{137}Cs у зоні задимлення біля фронту вогню була зафіксована ДСП «Чорнобильський спецкомбінат» біля с. Ст. Красниця 28 квітня за максимальних рівнів радіонуклідного забруднення території пожежі у північній частині, що у 3 рази перевищувала контрольний рівень для ^{90}Sr (табл. 6.9) [6, 7].

Таблиця 6.9

Об'ємна активність радіонуклідів у пробах повітря, відібраних ДСП «Чорнобильський спецкомбінат» мобільними аспіраторами у зоні задимлення

| Місце відбору проби | Дата відбору проб | Об'ємна активність радіонуклідів, Бк/м ³ | | Контрольні рівні | |
|---------------------|-------------------|---|-------------------------------|---------------------|---------------------|
| | | ^{90}Sr | ^{137}Cs | ^{90}Sr | ^{137}Cs |
| с. Стечанка | 27.04.2015 | $(3,5 \pm 0,4) \cdot 10^{-4}$ | $(7,7 \pm 1,5) \cdot 10^{-4}$ | $1,0 \cdot 10^{-2}$ | $3,0 \cdot 10^{-3}$ |
| с. Ст. Красниця | 28.04.2015 | $(1,0 \pm 0,1) \cdot 10^{-2}$ | $(7,6 \pm 1,5) \cdot 10^{-3}$ | | |
| с. Луб'янка | 29.04.2015 | $(7,1 \pm 0,7) \cdot 10^{-4}$ | $(1,4 \pm 0,3) \cdot 10^{-3}$ | | |

В аварійній ситуації, пов'язаної з реальним або потенційним опроміненням людей, основні міжнародні норми безпеки МАГАТЕ і НРБУ-97 вимагають забезпечення оцінки дози опромінення персоналу і населення, а також проведення індивідуального дозиметричного контролю і моніторингу навколишнього середовища [8, 9]. Залучений персонал повинен бути заздалегідь навчений і проінформований про радіаційну обстановку у місцях проведення робіт, отримані і можливі (очікувані) дози опромінення, а також відповідним цим дозам ризик для здоров'я. Типовий аварійний план повинен містити затверджені МОЗ України систему оперативного і довгострокового прогнозу дозиметричної обстановки у ході розвитку аварії, що не було зроблено.

Під радіаційним ризиком розуміється подія (природна або техногенна індуктивна), що призводить до суттєвого погіршення радіаційного стану природного середовища, здоров'я людини, екологічних збитків. З іншого боку радіаційний ризик – це ймовірність виникнення негативних наслідків від шкідливих впливів радіації. У разі аварійного опромінення учасників пожежогасіння радіаційний ризик є результатом двох випадкових подій: виникнення аварійної події (пожежі), що призводить до опромінення, та прояву шкідливого радіаційного ефекту, який дає опромінення.

Наслідки опромінення для здоров'я учасників пожежогасіння можуть бути двох видів: детерміністичні та стохастичні. Детерміністичні наслідки, матимуть місце у разі отримання достатньо високої дози опромінення. Для доз, які є нижчим за певним граничний рівень, вони ніколи не виникнуть.

Виникнення захворювання на рак носить стохастичний характер. Імовірність виникнення раку у результаті опромінення звичайно зростає зі збільшенням дози. Радіаційний ризик R (далі – ризик) для пожежного, який задіяний у гасінні пожежі, буде визначатися наступним чином [10]:

$$R = \int_E P(E) f[E(Q)] dE, \quad (6.11)$$

де $P(E)$ – імовірність серйозного порушення здоров'я пожежного від отриманої

дозы опромінювання E ;

$f[E(Q)]$ – розподіл імовірностей вихідних подій – кількість і типу пожеж (лісові і лугові пожежі) у ЧЗВ.

Розподіл імовірностей вихідних – кількість пожеж можна визначити за формулою:

$$f[E(Q)] = \int_0^Q \int_0^\tau f[Q(\tau)] dQ d\tau, \quad (6.12)$$

де $f[Q(\tau)]$ – параметр, що характеризує частоту пожеж, які призводять до викиду РПЗ в інтервалі від $Q(\tau)$ до $Q(\tau) - dQ(\tau)$. Значення $f[Q(\tau)]$ можна надати у вигляді:

$$f[Q(\tau)] = \mu \left[1 + \mu \ln \left(\frac{Q(\tau)}{\bar{Q}_0} \right) \right] [Q(\tau) \Delta\tau]^{-1}, \quad (6.13)$$

тут
$$\mu = \left[(2\tau/\lambda)^{0.5} - 1 \right] \left[\ln Q(\tau) / \bar{Q}_0 \right], \quad (6.14)$$

де \bar{Q}_0 – вміст радіонуклідів у горючих матеріалах;

$Q(\tau)$ – сумарна активність радіонуклідів, викинутих в атмосферу;

$\Delta\tau$ – очікуваний період часу між двома пожежами;

λ – коефіцієнт частоти пожеж у ЧЗВ.

Імовірність серйозного порушення здоров'я пожежного від дії радіації можна представити таким чином [11]:

$$P(E, l) = g \left[H(E, t)_{ext} + H(E, \tau)_{int} \right], \quad (6.15)$$

де g – коефіцієнт ризику, що характеризує ймовірність виникнення соматичних та генетичних наслідків опромінення на одиницю дози;

$H(E, t)_{ext}$ – доза зовнішнього опромінення, обумовлена вдиханням РПЗ з повітрям, що надходить через шлунково-кишковий тракт та відкриті рани;

$H(E, \tau)_{int}$ – доза внутрішнього опромінення, обумовлена впливом

випромінювання радіонуклідів з хмари диму і шлейфу випадіння РПЗ на поверхню.

Очікувана ефективна доза від зовнішнього гамма-випромінювання радіонуклідів (мкЗв) для дорослої людини за час опромінення впродовж t годин буде дорівнювати:

$$H(E,t)_{ext} = k \sum_j A(s1)_j \cdot B(2)_j \cdot t, \quad (6.16)$$

де $k = 0,77$ – коефіцієнт переходу від еквівалентної дози до ефективної дози для дорослої людини;

$B(2)_j$ – дозовий коефіцієнт, що дорівнює відношенню потужності ефективної дози (ПЕД, мкЗв/час) до густини забруднення території i -им радіонуклідом $A(s1)_j$, кБк/м², який утримується у п'ятисантиметровому шарі ґрунту (табл. 6.10) [12].

Таблиця 6.10

Основні характеристики радіонуклідів та їх дозових коефіцієнтів для працівників ПРП

| Радіонуклід | Основний вид випромінювання | Період напіврозпаду ($T_{1/2}$), років | Клас розчинності аерозолу й АМАД, мкм | $B(1)$, мкЗв/Бк | $B(2)$, (мкЗв/ч)/(кБк/м ²) |
|-------------------|-----------------------------|--|---------------------------------------|------------------|---|
| ⁹⁰ Sr | β | 29,12 (64,3 год) | S, 1 мкм F, 1 мкм | 0,15 0,025 | $6,2 \cdot 10^{-6}$ |
| ¹³⁷ Cs | β, γ | 30,20 (2,5 хв) | F, 5 мкм F, 1 мкм | 0,007 0,005 | $7,9 \cdot 10^{-4}$ |
| ²³⁸ Pu | α | 87,7 | M, 1 мкм | 43 | $5,8 \cdot 10^{-8}$ |
| ²³⁹ Pu | α | 24 100 | M, 1 мкм | 47 | $1,2 \cdot 10^{-7}$ |
| ²⁴⁰ Pu | α | 6 563 | M, 1 мкм | 47 | $5,7 \cdot 10^{-8}$ |
| ²⁴¹ Pu | β | 14,4 | M, 1 мкм | 0,85 | $1,8 \cdot 10^{-9}$ |
| ²⁴¹ Am | α | 432,8 | M, 1 мкм | 39 | $1,7 \cdot 10^{-5}$ |

Практично повне розчинення гарячих паливних частинок у кислих ґрунтах хвойних лісів ЗВ привело у цей час до вилуговуванню триваложивучих радіонуклідів з матриці частинок опроміненого ядерного палива і включенню їх у малий біогеохімічний кругообіг. У лісовій підстилці залежно від її типу,

потужності, структури, наявності або відсутності мохів, а також деревостої і підліску через 30 років після Чорнобильської аварії може перебувати до половини активності ^{90}Sr і ^{137}Cs від змісту у ґрунті, в цьому разі менш 1% $^{238-241}\text{Pu}$ і ^{241}Am утримується у нижній частині підстилки, що розклалася, й основна їхня частина – у верхньому мінеральному шарі ґрунту.

До теперішнього часу більше 80% паливних гарячих частинок розчинилися у ґрунті і радіонукліди включилися у процеси біогеохімічної міграції [4, 13, 14]. Це привело до того, що на даний момент у лісовій підстилці, деревостої і підліску може перебувати до половини активності ^{90}Sr і ^{137}Cs від змісту у ґрунті, а також менш 1% $^{238-241}\text{Pu}$ і ^{241}Am , які утримуються у нижній гумифікованій частині підстилки. Під час згоряння підстилки, трав'янистої і деревної рослинності під час пожежі відбувається витік радіонуклідів у парогазовій фазі (^{137}Cs та у меншому ступені ^{90}Sr), а також разом з попелом і золою, що приводить до збільшення об'ємної активності радіонуклідів у приземному шарі повітря у десятки і тисячі разів. Наявність радіоактивних аерозолів субмікронного і мікронного розміру, що містять ^{90}Sr й альфа-випромінюючі радіонукліди, створює небезпеку внутрішнього опромінення учасників пожежогасіння у ЧЗВ за рахунок інгаляції, порівнянну з ефективними дозами зовнішнього опромінення.

Доза внутрішнього опромінення учасників пожежогасіння може формуватися за рахунок інгаляційного надходження радіонуклідів через органи дихання. Під час лугових і лісових пожеж утворюються радіоактивні аерозолі з розміром від десятих часток мікрона до нереспірабельних фракцій більше 10 мкм, в цьому разі ^{90}Sr і ^{137}Cs перебувають як у горючому рослинному матеріалі, так і у продуктах горіння у швидкорозчинних формах (клас F). Проте, для консервативних оцінок інгаляційних доз були використані максимальні значення дозових коефіцієнтів для персоналу $B(1)$, мкЗв/Бк для різних значень АМАД і класу розчинності радіоактивних аерозолів (див. табл. 6.10). Причому $B(1)$ за АМАД=1 мкм для класу розчинності F і S відрізняються у 6 разів для дорослої людини.

При проведенні активних експериментів у найбільш забрудненої 10-км ЧЗВ

під час лугових пожеж (горіння сухої трави) і сильних низових перехідних у верхові лісові пожежі було встановлено, що біля фронту вогню відношення середньої приземної об'ємної питомої активності ^{90}Sr і ^{137}Cs не перевищувало $RF < 2 \cdot 10^{-5}$ 1/м, а для $^{238-240}\text{Pu}$ $RF < 3 \cdot 10^{-6}$ 1/м. Таким чином, середня приземна об'ємна питома активність i -го радіонукліда у зоні дихання учасників пожежогасіння у безпосередній близькості від фронту вогню була консервативно оцінена за $RF = 10^{-5}$ 1/м.

За рахунок гравітаційного осадження радіоактивних аерозолів (швидкість сухого осадження $v = 0,01$ м/с) забруднення поверхні шкіри і спецодягу учасників пожежогасіння за 10-ти годинний (36000 с) робочий день буде на порядок нижче припустимих рівнів забруднення поверхні (100 β -част./($\text{cm}^2 \cdot \text{хв}$) і 1 α -част./($\text{cm}^2 \cdot \text{хв}$)). Використовуючи контури лугових, лісових низових і верхових пожеж протягом 26–29 квітня 2015 року у ЧЗВ, дані по густину радіонуклідного забруднення ділянок, а також виду, продуктивності й інших характеристик рослинності були розраховані питома поверхнева активність кожного i -го радіонукліда у горючому матеріалі $A(s1)$ та питома об'ємна активність радіонуклідів у повітрі для різних типів пожеж $A(s2)$. Консервативно розрахована питома об'ємна активність ^{90}Sr і ^{137}Cs у повітрі біля фронту вогню під час лісових пожеж на найбільш забрудненій північній ділянці могла досягати одиниць $\text{Бк}/\text{м}^3$ $A(s2)$ ($^{238-240}\text{Pu} < 10^{-3}$ $\text{Бк}/\text{м}^3$, $^{241}\text{Pu} < 10^{-2}$ $\text{Бк}/\text{м}^3$ і $^{241}\text{Am} < 10^{-3}$ $\text{Бк}/\text{м}^3$).

Очікувана ефективна доза від внутрішнього опромінення за рахунок інгаляційного надходження радіонуклідів для дорослої людини (без використання засобів індивідуального захисту – респіраторів і т.п.) під час інтенсивної роботи протягом t годин була розрахована як [15–18]:

$$H(E, \tau)_{int} = \sum_i A(s2)_i \cdot B(1)_i \cdot V \cdot t, \quad (6.17)$$

де $A(s2)_i$ – середня приземна об'ємна питома активність i -го радіонукліда у зоні дихання учасників пожежогасіння (1,7 м) у безпосередній близькості від фронту вогню;

$B(1)_i$ – максимальні значення дозових коефіцієнтів для персоналу, рівні очікуваній ефективній дозі за рахунок інгаляційного надходження 1 Бк i -го радіонукліда в організм дорослої людини за класом розчинності S і АМАД=1 мкм для ^{90}Sr , F і АМАД=5 мкм для ^{137}Cs , M та АМАД=1 мкм для аерозолів $^{238-241}\text{Pu}$ і ^{241}Am , мкЗв/Бк (див. табл. 6.10);

V – обсяг вдихуваного повітря (при важкій фізичній роботі дорослої людини під час пожежогасіння).

Сумарна очікувана ефективна доза опромінення дорослої людини під час гасіння лісової пожежі протягом t годин буде дорівнює сумі ефективних доз, зумовлених зовнішнім і внутрішнім випромінюванням:

$$H(E, t)_{\Sigma} = H(E, t)_{int} + H(E, \tau)_{ext}. \quad (6.18)$$

Розрахована сумарна очікувана ефективна доза опромінення за формули (1–10) для учасників пожежогасіння 26–29 квітня 2015 року не перевищувала 50 мкЗв, що було значно нижче контрольних рівнів індивідуальних доз (3000 мкЗв/рік) зовнішнього (2300 мкЗв/рік) і внутрішнього (700 мкЗв/рік) опромінення персоналу ЧЗВ, який безпосередньо не виконував роботи з ліквідації наслідків аварії на ЧАЕС.

Слід зазначити, що під час лісових пожеж більше половини очікуваної ефективної дози внутрішнього опромінення формувалося за рахунок інгаляції ^{90}Sr за максимального значення $B(1)$ мкЗв/Бк (АМАД=1 мкм і клас розчинності S , табл. 6.10), а не трансуранових елементів ($^{238-241}\text{Pu}$ і ^{241}Am), як вважалося раніше.

Сумарний радіаційний ризик для пожежних, які задіяні у гасінні пожеж у ЧЗВ, від внутрішнього та зовнішнього опромінення можна визначити за формулою [19]:

$$R_{\Sigma} = R_{ext} + R_{int} = \int_0^t \alpha_{ext} H_{ext}(E, t)_i dt + \int_0^t \alpha_{inhal} H_{inhal}(E, t)_i dt, \quad (6.19)$$

де R_{ext} – радіаційний ризик від зовнішнього опромінення;

R_{inhal} – радіаційний ризик від внутрішнього опромінення;

$\alpha_{ext}, \alpha_{inhal}$ – коефіцієнти ризику;

$H_{ext}(E,t)_i$ – еквівалентна доза зовнішнього опромінення пожежного i -го радіонукліда за час гасіння пожеж t ;

$H_{inhal}(E,t)_i$ – еквівалентна доза внутрішнього опромінення пожежного i -го радіонукліда за час гасіння пожеж t .

У табл. 6.11 наведено розрахований радіаційний ризик.

Таблиця 6.11

Розрахунковий радіаційний ризик у разі зовнішнього R_{ext} [12] та внутрішнього R_{inhal} [19] опромінення РПЗ пожежного різними радіонуклідами

| Радіонуклід | Клас всмоктування | Радіаційний ризик, рік ⁻¹ | |
|-----------------------|-------------------|--------------------------------------|---------------------|
| | | R_{ext} | R_{inhal} |
| ¹³⁷ Cs | F | $5,3 \cdot 10^{-2}$ | $3,8 \cdot 10^{-3}$ |
| ⁹⁰ Sr | S | $8,9 \cdot 10^{-3}$ | $9,1 \cdot 10^{-3}$ |
| ²³⁸ Pu | M | $6,8 \cdot 10^{-4}$ | $8,7 \cdot 10^{-4}$ |
| ^{239,240} Pu | M | $4,3 \cdot 10^{-4}$ | $9,3 \cdot 10^{-4}$ |
| ²⁴¹ Am | M | $9,1 \cdot 10^{-4}$ | $7,6 \cdot 10^{-4}$ |

З наведених у табл. 6.11 даних бачимо, що межа радіаційного ризику для пожежного, який задіяний у гасінні пожежі у ЧЗВ, може перевищувати межу граничного індивідуального радіаційного ризику – 10^{-3} [9], тому необхідно застосувати спеціальні міри і заходи захисту.

Для широкого кола сценаріїв лісових пожеж на територіях, забруднених тільки ¹³⁷Cs чорнобильського походження, внесок інгаляційної дози у загальну ефективну дозу опромінення учасників пожежогасіння не перевищуватиме декількох відсотків. Для територій ЧЗВ навіть на паливних слідах радіоактивних випадіннь за максимальних рівнях забруднення території ⁹⁰Sr, ^{238–241}Pu і ²⁴¹Am у даний час під час лісових і лугових пожеж ефективна доза від зовнішнього опромінення буде перевищувати очікувані дози від внутрішнього опромінення для учасників пожежогасіння навіть без застосування засобів індивідуального захисту.

З іншого боку, запропонований підхід значно розширює джерела вихідної інформації, придатної для отримання індивідуальних дозових оцінок, особливо під час оперативного контролю радіаційного ризику.

6.3. Оцінка еколого-радіаційної ситуації після лісової пожежі

В забруднених навколо ЧАЕС лісах випадіння розподілені наступним чином: у деревостані зосереджено біля 5%, у підстильному шарі (20–85)%, решта у мінеральному шарі ґрунту, причому з плином часу відбувається збільшення вмісту радіонуклідів як у деревостані, так і в мінеральному шарі ґрунту.

З 1990 по 2014 роки у ЧЗВ сталася значна кількість лісових пожеж, якими було охоплено 16,9 тис. га лісів та 19,6 тис. га трав'яного настилу. Горизонтальна міграція РПЗ, що містяться в ґрунтах після лісової пожежі, призводить до забруднення або збільшення щільності радіаційного забруднення тих ділянок, які розташовані поруч з територіями, що піддаються дефляції.

Інтенсивність і напрямки міграції пов'язані зі швидкістю вітру, його динамічними характеристиками, сприйнятливістю ґрунту до дефляції, ступенем захищеності його від впливу вітру тощо. Разом з тим, небезпека вторинного радіоактивного забруднення територій пов'язана зі щільністю забруднення ґрунту, що піддається впливу вітрової ерозії, та питомою активністю радіонуклідів в еоловому матеріалі.

Існуючі матеріали, що стосуються вітрової ерозії, потребують нового аналізу у зв'язку з виникненням питань оцінки поля концентрації радіонуклідів у приземному шарі повітря, густини випадінь на земну поверхню, дози опромінення від вторинного забруднення РПЗ, а дефляція, як агент горизонтальної міграції радіонуклідів, набуває нового, мало вивченого напрямку.

Інформація про рівень дефляції РПЗ після лісової пожежі пов'язана з розрахунками модуля дефляції. Такі розрахунки зручно виконувати, використовуючи моделями дефляції. Проте, існуюче різноманіття моделей дефляції радіонуклідів та їх аналіз, спричиняють вибір саме тих, які дають можливість отримувати реальні дані про модуль дефляції для конкретних лісових пожеж і природних умов.

За своїм функціонуванням ці моделі неоднозначні і можуть бути об'єднані у декілька груп [17–19]:

- 1) прогнозу дефляції, що спираються на математико-статистичні залежності

факторів дефляції;

2) дефляції, що спираються на результати досліджень фізичної природи ґрунтової аеродинаміки і кліматичних факторів;

3) прогнозу переносу радіонуклідів під час дефляції.

В наведених вище моделях прогнозу переносу РПЗ у повітрі після лісової пожежі використовувалися непараметричні коефіцієнти, які мають суб'єктивний характер виявлення (розрахунку) модуля переносу радіоактивної речовини. Дані моделі представлені як такі, що не враховують особливості ґрунтових відмін, вони не містять інформацію про гранулометричний склад ґрунту, що є досить важливим показником.

Проведений вище аналіз існуючих моделей дає підставу стверджувати, що прийняти за базову модель розрахунку підйому і атмосферного переносу радіоактивного аерозолі як таку, що найбільш повно враховує фізичну сутність дефляції РПЗ після лісової пожежі та дає її об'єктивну параметричну оцінку у вигляді модуля, неможливо. Тільки після проведення експериментальних досліджень радіоекологічного характеру, основними з яких є розподіл питомої активності радіонуклідів у структурних фракціях ґрунтів різного генетичного типу, а також спеціальних аеродинамічних досліджень, цю модель можна буде використати у прогнозних розрахунках переносу радіоактивної речовини.

Розробку нової моделі прогнозу переносу радіонуклідів у повітрі після лісової пожежі спирається передусім на те, що вона повинна істотно розкривати природу параметрів дефляції, насамперед, таких як їх радіоактивність, максимальна швидкість вітру, тривалість пилових бур тощо.

Для опису процесу розподілу радіонуклідів після лісової пожежі у повітрі використані модель турбулентної дифузії та Гауссова статична модель [20]. У цих моделях для кожної категорії стійкості атмосфери (за класифікацією Паскуїла-Гіффорда) приземна концентрація точкового викиду РПЗ (C) визначали виразом:

$$C_i = \frac{\sum_{i=1}^{N=1} q_i}{\pi \sigma_y \sigma_z u} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \exp\left(-\frac{h^2}{2\sigma_z^2}\right), \quad (6.20)$$

де q_i – кількість викиду i -го радіонукліда;

σ_y, σ_z – стандартні відхилення РПЗ в напрямках Y та Z для визначеної категорії стійкості атмосфери;

u – середня швидкість вітру;

y – координата розрахункової точки;

h – висота джерела викиду.

Максимальна концентрація РПЗ в приземному шарі складе:

$$C_i^{max} = \frac{\sum q_i}{\pi \sigma_y \sigma_z h}. \quad (6.21)$$

Інтегруючи вираз (6.21) за площею джерела викиду РПЗ, отримуємо формулу для розрахунку концентрації їх домішок в атмосфері:

$$C(x, y)_i = \frac{\sum_{i=1}^N q_i}{\sqrt{2\pi u}} \int_0^{L_y} \frac{\exp\left(-\frac{h^2}{2\sigma_z^2}\right)}{\sigma_z} \left[\operatorname{erf} \frac{1}{\sqrt{2\sigma_y^2}} \left(y + \frac{L_z}{2} \right) - \operatorname{erf} \frac{1}{\sqrt{2\sigma_y^2}} \left(y - \frac{L_z}{2} \right) \right] dx', \quad (6.22)$$

де x' – координата джерела викиду РПЗ;

$\sigma_z = \sigma_z(x-x')$, $\sigma_y = \sigma_y 5(x-x')$;

$S = L_x \times L_z$ – площа радіоактивного джерела викиду у вигляді прямокутника.

Розглянемо радіоактивне джерело забруднення РПЗ у виді кола з радіусом R з початком координат у центрі. Використовуючи принцип суперпозиції, знайдемо величину інтегральної координати РПЗ від $-\infty$ до $+\infty$ за y :

$$C_i = \frac{2 \sum_{i=1}^N q_i}{\pi u} \int_{-R}^R \frac{\exp\left(-\frac{h^2}{2y_z^2}\right)}{y_z} \left[\int_{x'}^x \frac{\exp\left(-\frac{h^2}{2y_z^2}\right)}{y_z} \right] (R^2 - x'^2)^{1/2} dx. \quad (6.23)$$

Тоді під час безперервного надходження радіонуклідів, середня по сектору концентрація РПЗ за контрольований інтервал часу, що утворюється джерелом

радіусом R , дорівнює:

$$C_i = \sqrt{\frac{2}{\pi}} \frac{\sum_{i=1}^N q_i n \zeta}{\pi x} \sum_{j=1}^M \frac{\omega_j}{\bar{u}_j} \int_{-R}^R \frac{\exp\left(-\frac{h^2}{2\sigma_z^2, j}\right) (R^2 - x'^2)^{1/2}}{\sigma_z, j} dx', \quad (6.24)$$

де ω_j – повторюваність j -ї категорії за час викиду шкідливих речовин;

\bar{u}_j – середня швидкість вітру в j -й погодній категорії;

n – число секторів;

ζ – частота, з якою вітер дме у даному азимутальному секторі;

$M = 6$ – категорія стійкості атмосфери.

На рис. 6.23 надана розрахункова за формулою (6.24) у вигляді ізоплет, приземна концентрація викинутого в атмосферу ^{137}Cs на площі $L_1 \times L_2 = 5 \times 15 \text{ м}^2$.

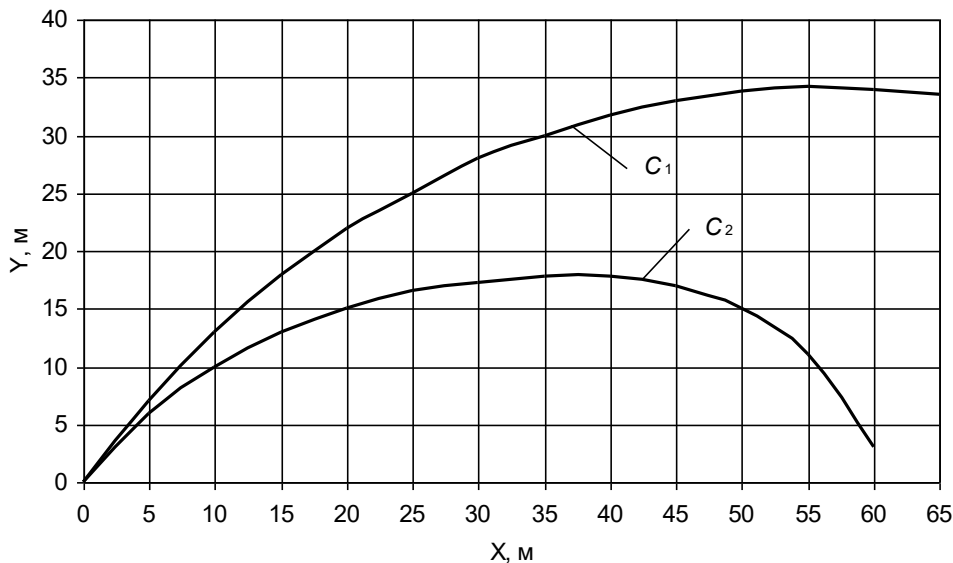


Рис. 6.23. Ізоплети приземної концентрації ^{137}Cs у повітрі після лісової пожежі у ЧЗВ:

$C_1 > 25$; $C_2 < 25$ – приземні концентрації ^{137}Cs , викинутого у повітря (Бк/м³).

Значення величин, що входять у формулу (6.22) наступні: $u=1 \text{ м/с}$, $h=1,7 \text{ м}$; середня температура суміші – 300 °К , середня температура атмосферного повітря – 293 К ; час осереднення – $0,5 \text{ год}$; $\sigma_y = a_1 x^{b_1}$; $\sigma_z = a_2 x^{b_2}$, де a_1 , a_2 , b_1 , b_2 – емпіричні коефіцієнти, що залежать від категорії стійкості атмосфери по Пасквілу-Гіфорду.

Вихідні дані по ω_j та \bar{u}_j надані в табл. 6.12.

Таблиця 6.12

Значення повторень категорій стійкості атмосфери та середніх швидкостей вітру

| Значення | Категорія стійкості атмосфери | | | | | |
|-------------|-------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | $j=1$ | $j=2$ | $j=3$ | $j=4$ | $j=5$ | $j=6$ |
| \bar{u}_j | 2 | 2,5 | 3 | 5 | 2 | 3 |
| ω_j | 0,05 | 0,05 | 0,1 | 0,5 | 0,1 | 0,1 |

Розподіл питомої активності, наприклад, радіоцезію у структурних фракціях ґрунтів (пилу) після лісової пожежі залежить від їх генетичного типу. Не пояснюючи в межах даної роботи природу цього явища, що було предметом спеціальних досліджень [21], зазначимо, що у торфових і дерново-підзолистих суглинкових ґрунтах питома активність ^{137}Cs збільшується зі зменшенням діаметра структурних фракцій.

З метою виявлення закономірностей розподілу активності ^{137}Cs у структурних фракціях ґрунтів та визначення її в тій частині ґрунту, що транспортується вітром (мова йде про структурні фракції розміром до 1 мм в діаметрі, про еоловий матеріал), були проведені спеціальні аеродинамічні експериментальні дослідження, результати яких наведено у табл. 6.13.

Таблиця 6.13

Питома активність радіоцезію у ґрунтах та їх ерозійній фракції

| Статистичний показник | Дерново-підзолистий суглинковий | | Дерново-підзолистий суглинковий | | Торфовий | |
|---|---------------------------------|------------------|---------------------------------|------------------|----------|------------------|
| | ґрунт | еоловий матеріал | ґрунт | еоловий матеріал | ґрунт | еоловий матеріал |
| Питома активність ^{137}Cs , Бк/кг | 770 | 550 | 760 | 780 | 540 | 990 |
| Стандартна похибка, Бк/кг | 214,7 | 219,3 | 150,4 | 143,2 | 115,8 | 175,1 |
| Стандартне відхилення | 607,2 | 620,4 | 425,5 | 405,1 | 463,0 | 700,2 |
| Дисперсія вибірки | 368691 | 384882 | 181053 | 164100 | 214375 | 490327 |
| Ексцес | 4,68 | 6,84 | 0,84 | 0,21 | 3,98 | 0,74 |
| Мінімум | 200 | 70 | 270 | 250 | 113 | 187 |
| Максимум | 2150 | 2045 | 1575 | 1505 | 1810 | 2470 |
| Коефіцієнт варіації | 79,0 | 113,0 | 56,3 | 51,8 | 86,3 | 71,1 |

З приведених в табл. 6.13 даних бачимо, що активність ^{137}Cs у еоловому матеріалі трьох типів ґрунтів, що аналізувалися, коливалася у межах від 540 на мінеральних до 990 Бк/кг на органогенних ґрунтах. Причому активність еолового матеріалу торфовищ перевищувала в 1,8 рази питому активність еолового матеріалу (0–5) см шарі ґрунту.

Коефіцієнт інтенсивності дефляції ^{137}Cs після лісової пожежі визначали за даними натурних спостережень:

$$K(t) = \frac{100mbV_2}{SatV_1}, \quad (6.25)$$

де $K(t)$ – коефіцієнт інтенсивності дефляції;

m – середня вага шару ґрунту забрудненого ^{137}Cs після лісової пожежі, що вловлений пиловловлювачем під час інтенсивного вітру;

t – час дефляції;

V_1, V_2 – середня та базисна ($10, 5 \text{ м}\cdot\text{с}^{-1}$) швидкість вітру на висоті 0,5 м;

a – ширина приймальної частини пиловловлювача;

b – ширина пожежі;

S – площа пожежі.

На рис. 6.24 представлено залежність інтенсивності дефляції $K(t)$ для різних метеорологічних умов (швидкості вітру та категорії погоди).

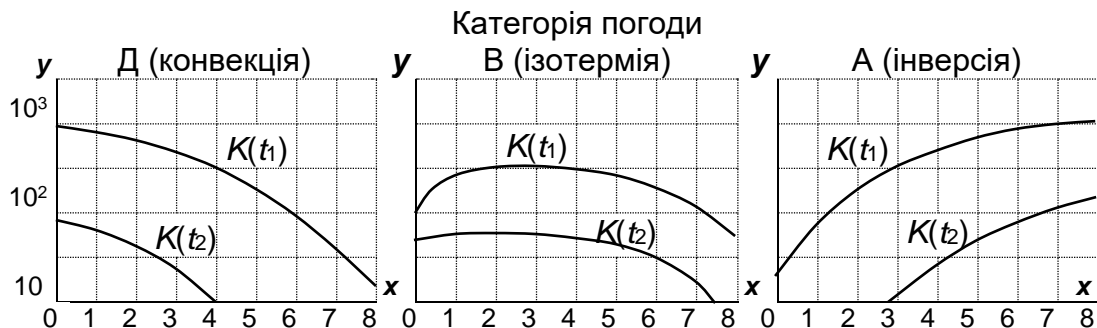


Рис. 6.24 – Залежність коефіцієнта інтенсивності дефляції $K(t)$ після лісової пожежі від метеорологічних умов (вісь x – швидкість вітру, м/с; вісь y – площа зони забруднення ^{137}Cs , м²): $K(t_1) > 10$; $K(t_2) < 10$ – інтенсивність дефляції ^{137}Cs (т/га·год)

Д – нестійка стратифікація атмосфери, що характерна для сонячної літньої погоди (конвекція);

В – нейтральна стратифікація для літньої погоди з перемінною хмарністю (ізотермія);

А – стійка стратифікація атмосфери, що характерна для морозного зимового дня (інверсія).

6.4. Оцінка радіаційного ризику і дозових навантажень для населення під час лісових пожеж з радіаційно небезпечним фактором

У табл. 6.14 представлені результати розрахунків, відповідно до наведеної методики (підрозділ 3.4), колективних доз опромінення критичної групи населення та шкоди різних радіоактивно забруднених лісовими пожежами областей України.

Таблиця 6.14

Колективні дози опромінення критичної групи населення, люд.·Зв

| Область | Населення, тис. чол. | Роки | | | | | |
|--------------|-------------------------|------|------|------|------|------|-------|
| | | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | Разом |
| Вінницька | 1071,8 | 0,1 | 0,3 | 0,4 | 1,1 | 0,8 | 2,7 |
| Волинська | 1862,2 | 0,9 | 0,5 | 0,9 | 1,0 | 1,3 | 4,6 |
| Житомирська | 1467,9 | 3,1 | 1,9 | 4,5 | 4,2 | 5,0 | 18,7 |
| Київська | 1880,4 | 3,9 | 2,5 | 3,8 | 5,1 | 5,3 | 20,6 |
| Рівненська | 1192,5 | 1,8 | 1,4 | 1,9 | 2,1 | 2,5 | 9,7 |
| Сумська | 1384,3 | 0,7 | 0,3 | 0,8 | 1,2 | 1,2 | 4,2 |
| Чернігівська | 1333,4 | 2,5 | 1,6 | 2,7 | 3,9 | 4,2 | 14,9 |
| Черкаська | 1491,1 | 0,6 | 0,1 | 0,8 | 0,9 | 1,0 | 3,4 |
| Хмельницька | 1498,4 | 0,1 | 0,1 | 0,4 | 0,7 | 0,8 | 2,1 |

Відомо, що ризики радіаційно-індукованих захворювань, що мають стохастичну природу, для злоякісних пухлин становлять $1,3 \cdot 10^{-2}$ та $1,7 \cdot 10^{-2}$ – для генетичних мутацій на 1 люд.·Зв колективної дози [9, 22]. З даних, наведених у табл. 6.14, видно, що найбільший ризик одержання вищевказаних захворювань за рахунок опромінення при лісових пожежах має контингент, що проживає на забруднених територіях Київської, Житомирської та Чернігівської областей. Ця

група населення, починаючи з 1986 року, щорічно піддається також опроміненню за рахунок первинного впливу радіонуклідів чорнобильського походження, внесок від якого в даній роботі не враховувався. У зв'язку з актуальністю оцінки комплексного ризику для населення радіаційно-забруднених територій України від впливу двох факторів опромінення передбачається і надалі проводити дослідження в цьому напрямку.

В табл. 6.15 представлено результати розрахунку колективного радіаційного ризику від лісових пожеж в областях України в різні роки.

Таблиця 6.15.

Дані про колективний радіаційний ризик ураження для населення в місцях, що піддалися забрудненню техногенними радіонуклідами

| Назва області | Колективний радіаційний ризик, чол. · рік ⁻¹ | | |
|---------------|---|------|------|
| | Роки | | |
| | 1990 | 2000 | 2010 |
| Вінницька | 0,12 | 0,08 | 0,01 |
| Волинська | 1,32 | 0,19 | 0,12 |
| Житомирська | 5,76 | 0,45 | 0,34 |
| Київська | 4,32 | 0,66 | 0,29 |
| Рівненська | 2,68 | 0,23 | 0,17 |
| Сумська | 0,11 | 0,09 | 0,01 |
| Чернігівська | 3,25 | 0,34 | 0,21 |
| Черкаська | 1,34 | 0,07 | 0,09 |
| Хмельницька | 0,10 | 0,04 | 0,01 |

Як видно з даних, наведених у табл. 6.15 максимальний колективний радіаційний ризик за кожні роки становить 0,34 чол. · рік⁻¹, що не перевищує межу прийнятого ризику.

В табл. 6.16 наведено результати розрахунку збитку від радіації для населення, що мешкає в зоні впливу лісових пожеж, територія яких забруднена техногенними радіонуклідами у період з 1990 по 2010 роки. З табл. 6.16 випливає, що потенційна небезпека шкідливих впливів радіації на населення різних регіонів України незначна. Однак, короткочасне підвищення вмісту радіонуклідів у приземному шарі повітря, можуть призвести до тяжких радіаційних наслідків [9].

Таблиця 6.16

Збиток від радіації для населення України від пожеж у лісах, забруднених чорнобильськими радіонуклідами за період 1990–2010 роки

| Назва області | Територія, тис. км | Населення області, тис. чол. | Індекс радіаційної небезпеки для населення | Шкода здоров'ю населення в зоні впливу лісової пожежі у \$ |
|---------------|--------------------|------------------------------|--|--|
| Вінницька | 20,2 | 1071,8 | 1,7 | $1,4 \cdot 10^3$ |
| Волинська | 26,5 | 1862,2 | 3,9 | $0,7 \cdot 10^4$ |
| Житомирська | 29,9 | 1467,9 | 5,6 | $8,3 \cdot 10^4$ |
| Київська | 28,1 | 1880,4 | 8,9 | $4,8 \cdot 10^5$ |
| Рівненська | 20,1 | 1192,5 | 4,0 | $0,9 \cdot 10^4$ |
| Сумська | 23,8 | 1384,3 | 0,7 | $0,8 \cdot 10^3$ |
| Чернігівська | 31,9 | 1333,4 | 5,1 | $4,5 \cdot 10^4$ |
| Черкаська | 20,9 | 1491,1 | 4,5 | $3,0 \cdot 10^4$ |
| Хмельницька | 20,6 | 1498,4 | 1,2 | $1,1 \cdot 10^3$ |

ВИСНОВКИ ДО РОЗДІЛУ 6

Проведені натуральні дослідження лісових пожеж у ЧЗВ за 1992, 1996 та 2002 роки за допомогою сучасного аналітичного обладнання дозволили отримати відносно точні показники радіоактивного забруднення навколишнього середовища. За результатами лабораторних досліджень змодельовані процеси високотемпературної сублимації горючого лісового матеріалу та виносу ^{137}Cs у повітря. Проведений порівняльний аналіз результатів натуральних і лабораторних досліджень з відомими вогневими контрольованими лісовими пожежами показав незначну відмінність отриманих даних. Отримані дані в натурних і лабораторних умовах можна використовувати в подальшому для моделювання виникнення і розвитку лісової пожежі, міграції РПЗ в атмосферному повітрі, оцінки радіоекологічних наслідків. Достовірність отриманих результатів підтверджена шляхом порівняння з даними, отриманими з аналізу останніх лісових пожеж.

Під час лісових пожеж більше половини очікуваної ефективної дози внутрішнього опромінення може бути обумовлено інгаляцією ^{90}Sr . Під час лугових пожеж інгаляційне надходження ^{90}Sr , $^{238-241}\text{Pu}$ і ^{241}Am може давати приблизно рівні вклади (третю частину) в очікувану ефективну дозу внутрішнього

опромінення учасників пожежогасіння. Внесок бета-випромінюючого ^{241}Pu у формування очікуваної ефективної дози внутрішнього опромінення персоналу порівнюємо з внеском кожного з альфа-випромінюючих радіоізоотопів плутонію ($^{238-240}\text{Pu}$) і повинен враховуватися. Доза від зовнішнього опромінення учасників пожежогасіння буде формуватися в основному (>99%) за рахунок гамма-випромінювання ^{137}Cs , що містяться у підстилці, деревостойі і верхньому мінеральному шарі ґрунту.

Доза зовнішнього опромінення учасників пожежогасіння може бути зменшена за рахунок мінімізації часу перебування на території з високою густиною забруднення ^{137}Cs та екранування гамма-випромінювання матеріалом кабін машин (до 10 разів) під час використання технічних засобів (автомобілів, тракторів і т.п.), а також за рахунок поглинання гамма-випромінювання у повітрі під час застосування непрямих методів та авіації для гасіння лісових пожеж. Доза внутрішнього опромінення учасників пожежогасіння може бути зменшена у десятки і сотні разів за рахунок використання засобів індивідуального захисту органів дихання (ефективність утримання радіоактивних аерозолів мікронного розміру фільтрами з тканини Петрянова, що використовується у респіраторях, перевищує 98%), а також герметизованих кабін машин і механізмів. Слід особливо відзначити, що загальногігієнічні нормативи вимагають застосування засобів індивідуального захисту під час гасіння пожеж незалежно від рівнів радіонуклідного забруднення території. З іншого боку, запропонований підхід значно розширює джерела вихідної інформації, придатної для отримання індивідуальних дозових оцінок, особливо під час оперативного контролю радіаційного ризику.

Використовуючи викладену вище модель прогнозу переносу радіонуклідів після лісової пожежі, а також експериментальні дані по коефіцієнту інтенсивності дефляції РПЗ та їх співвідношення у повітрі, можна оцінити величину радіоактивної забрудненості атмосфери для сертифікації робіт в процесі локалізації та ліквідації лісових пожеж на відповідність вимогам з безпеки праці, атестації робочих місць рятувальників за умовами праці та класифікації аварійно-

рятувальних робіт за класами професійного радіаційного ризику для встановлення страхових тарифів.

Існуючий матеріал відносно вітрової ерозії потребує нового аналізу, у зв'язку з виникненням питання захисту населення і територій від вторинного радіоактивного забруднення внаслідок лісових пожеж у ЧЗВ, а дефляція, як агент горизонтальної міграції радіонуклідів, набуває нового, мало вивченого напряму досліджень. Тому, було б доцільно створити повноцінну методику оцінки дефляції радіонуклідів для проведення експертних оцінок радіаційної ситуації на територіях, що піддались впливу РПЗ внаслідок лісових пожеж.

Розраховано колективні дози опромінення критичної групи населення. Отримано дані про колективний радіаційний ризик ураження для населення в місцях, що піддались забрудненню техногенними радіонуклідами. Визначено збиток від радіації для населення України від пожеж у лісах, забруднених техногенними радіонуклідами.

Матеріали досліджень за шостим розділом представлено у роботах [15, 23–41].

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ ДО РОЗДІЛУ 6

1. 25 років Чорнобильської катастрофи: минуле, сьогодення, майбутнє...: зб. доп. наук.-практ. сем. ІДУЦЗ УЦЗ України та ІЯД НАН України. Київ, 2011. 93 с.
2. Методика определения плутония в почвах, растениях, аэрозолях в марлевых планшетах. М.: ТЕОХИЛ АН СССР, 1986. 7 с.
3. Методичний посібник з організації проведення науково-дослідних робіт в галузі сільськогосподарської радіології. Київ: Укр НД/СГР, 1992. 136 с.
4. Однолько А.А. Исследование вторичной опасности при пожарах объектов с повышенным загрязнением радионуклидами: автореф. дис. ... канд. техн. наук. ВИПТШ МВД РФ. М., 1995. 18 с.
5. Горкавий С.Ф. Оцінка та прогнозування вторинного забруднення радіонуклідами навколишнього природного середовища внаслідок лісових радіоактивних пожеж: автореф. дис. ... канд. тех. наук. Харків, 2004. 19 с.

6. Ситуация с пожаром в Чернобыльской зоне усложнилась [Заголовок с экрана]. URL: http://society.lb.ua/accidents/2015/04/28/303374_situatsiya_pozharom_chernobilskoy.htm (дата звернення: 05.05.2015).

7. Основні контрольні рівні звільнення та рівні дії щодо радіоактивного забруднення об'єктів зони відчуження і зони безумовного (обов'язкового) відселення). МНС України. Київ, 2008. 11 с.

8. IAEA Safety Standards for protecting people and the environment. Radiation Protection and Safety of Radiation Sources: International Basic Safety Standards. Interim edition. General Safety Requirements Part 3 No. GSR Part 3 (Interim), IAEA, Vienna, 2011, 303 p.

9. ДГН 6.6.1.-6.5.001-98. Державні гігієнічні нормативи. Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97). Київ, 1998. 135 с.

10. Азаров С.И. Методика анализа радиационного риска при тушении пожара на территориях, загрязнённых радионуклидами. *Пожаровзрывобезопасность*. 2001. Т. 10, № 1. 2001. С. 40–43.

11. Оценка ведущих и дозообразующих факторов внешнего и внутреннего облучения с обеспечением индивидуального группового биофизического контроля: Отчет НИР (заключ.). Ответств. исполнит. А.Г. Цовьянова. Ин-т биофизики МЗ РФ. Москва – Славутич, 1993–1994. 60 с.

12. Eckerman K.F. and Ryman J.C. External exposure to radionuclides in air, water, and soil. Federal guidance report No. 12, EPA-402-R-93-081, Oak Ridge National Laboratory, Tennessee 37831, USA, 1993, 238 p.

13. Переволоцкий А.Н. Распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесных биогеоценозах. Гомель: РНИУП «Институт радиологии», 2006. 255 с.

14. Зібцев С.В. Проблема радіаційних лісових пожеж на землях, забруднених в наслідок аварії на ЧАЕС. *Науковий вісник НАУ*. 2007. Вип. 104 С. 88–93.

15. Азаров С.И., Руденко О.В., Сидоренко В.Л., Єременко С.А. Радіаційний ризик для населення від пожеж в лісах, забруднених Чорнобильськими радіонуклідами. *Екологічна безпека і природокористування*. 2012. Вип. 9. С. 19–

25.

16. Health risks from low-level environmental exposure to radionuclides. Radionuclide specific lifetime radiogenic cancer risk coefficients for the US population, based on age – dependent intake, dosimetry and risk models: Federal Guidance Report № 13, Part 1. Document ERA 402-R-97-014/ORNI, Car-Ridge US ERA. Washington DC, 1998. 421 p.

17. Пристер Б.С., Омеляненко Н.П., Перепелятникова Л.В., Лавровский А.Б. Ветроэрозийные процессы и особенности создания оптимальных комплексных решений охраны почв в зоне загрязнения радионуклидами. *Проблемы сельскохозяйственной радиэкологии*: сб. науч. трудов Укр. НИИ сельськохоз. радиологии. Київ, 1991. С. 64–74.

18. Васенков Г. І., Поліщук О. Є. Горизонтальна міграція цезію-137 при ерозійних процесах. *Вісник аграрної науки*. 1999. № 9. С. 37–39.

19. Долгилевич М.И., Йохансон К., Васенков Г.И. Функции органического вещества, определяющие поведение радиоцезия в системе почва-растение. *Вісник аграрної науки*. 1997. № 3. С. 19–25.

20. Ньюстанд Ф. Т. М., Ван-Доп Х. Атмосферная турбулентность и моделирование распространения примесей. Пер. с англ. Л.: Гидрометеиздат, 1985. 212 с.

21. Борисюк Б.В. Трембіцький В.А., Лукомський О.М. Агроекологічна оцінка радіоактивно забрудненого ґрунтового покриву виведеного із сільськогосподарського обігу. *Зб. наук. праць Подільського ДАТУ*. 2009. С. 131–136.

22. Radiation Protection. ICRP Publication 60. Oxford: Pergamus Press, 1990. 197 p.

23. Мінімізація радіаційних наслідків лісових пожеж після Чорнобильської катастрофи на основі еколого-інформаційного моніторингу: монографія / О.І. Бондар, С.І. Азаров, В.М. Ващенко, В.І. Паламарчук, В.Л. Сидоренко; за заг. наук. ред. О.І. Бондаря. Херсон: Грінь Д.С., 2016. 300 с. С. 84–122, 175–196.

24. Наукові засади захисту населення і територій від наслідків лісових

пожеж з радіаційно небезпечними факторами: монографія / С.І. Азаров, С.А. Єременко, В.Л. Сидоренко, О.М. Смірнова, М.В. Білошицький, Є.А. Власенко, А.В. Пруський, Ю.П. Середа; за заг. ред.. П.Б. Волянського. Київ: ТОВ "Інтердрук", 2016. 203 с. С. 65–135.

25. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Середа Ю.П. Результати експериментальних лабораторних досліджень розповсюдження ^{137}Cs при згорянні зразків лісової біомаси. Тези доп. XXIII щоріч. наук. конф. ІЯД НАН України. (Київ, 1–5 лютого 2016 р.). Київ, 2016. С. 200–201.

26. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Руденко О.В., Пруський А.В. Дослідження надходження ^{137}Cs в повітря при лісових пожежах в Чорнобильській зоні. *Пожежна безпека: теорія і практика*. 2011. Вип. 9. С. 5–10.

27. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Руденко О.В. Вивчення процесу надходження радіонуклідів у повітря при пожежах у лісах зони відчуження ЧАЕС. *Проблеми пожежної безпеки*. 2011. Вип. 30. С. 16–23.

28. Сидоренко В.Л., Середа Ю.П., Шевченко І.О., Азаров С.І. Оцінка можливого радіаційного ризику при гасінні пожежі у Чорнобильській зоні відчуження. *Науковий збірник ІДУЦЗ*. 2015. № 3. С. 105–117.

29. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Задунай О.С. Радіаційні та екологічні наслідки пожеж в Чорнобильській зоні відчуження. *Ядерна енергетика та довкілля*. 2017. № 2(10)/2017. С. 26–34.

30. Сидоренко В.Л., Азаров С.І., Середа Ю.П. Оцінка радіаційної ситуації у Чорнобильській зоні відчуження після лісової пожежі. *Вісник Львівського державного університету безпеки життєдіяльності*. 2016. № 13. С. 122–128.

31. Сидоренко В.Л., Азаров С.І., Матвеева І.В., Єременко С.А. Оцінка радіоємності лісових екосистем після пожеж. *Інституту державного управління у сфері цивільного захисту*. 2016. № 4. С. 97–106.

32. Ващенко В.М., Сидоренко В.Л., Кордуба І.Б. Методика розрахунку видування ^{137}Cs у Чорнобильській зоні відчуження після природних пожеж. *Вісник НТУ «ХПІ»*. Серія: *Механіко-технологічні системи та комплекси*. 2016. № 7(1179). С. 100–105.

33. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Серeda Ю.П. Оцінка радіоактивного ризику при гасінні пожежі в Чорнобильській зоні. *Екологічна безпека і природокористування*. 2015. Вип. 18. С. 12–20.

34. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Серeda Ю.П. Оцінювання радіаційного ризику при гасінні пожеж у лісах Чорнобильській зоні. *Екологічна безпека як основа сталого розвитку суспільства. Європейський досвід і перспективи*: матер. II міжнар. наук.-прак. конф. (Львів, 4–6 листопада 2015 р.). Львів, 2015. С. 117–120.

35. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Руденко О.В. Дослідження надходження радіонуклідів при лісових пожежах в чорнобильській зоні. *Двадцять п'ять років чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього*: зб. доп. міжнар. конф. ч. 2. (Київ, 20–22 квітня 2011 р.). Київ, 2011. С. 273–277.

36. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Руденко О.В. Оцінка коефіцієнту ресуспензії радіонуклідів при лісових пожежах в Чорнобильській зоні. тез. доп. XXII щоріч. наук. конф. ІЯД НАН України. (Київ, 25–28 січня 2011 р.). Київ, 2011. С. 189–190.

37. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Демків А.М. Методика розрахунку видування ^{137}Cs у Чорнобильській зоні відчуження після природних пожеж. *Екологічні науки*. 2016. Вип. 3–4/2016(14–15). С. 18–24.

38. Азаров С.І., Литвинов О.Ю., Сидоренко В.Л., Єременко С.А. Оцінка радіаційного ризику для населення від пожеж в лісах, забруднених радіонуклідами чорнобильського походження. *Радіоекологія-2013. Чорнобиль–Фукусіма. Наслідки*: матер. наук.-прак. конф. (Київ, 26–28 квітня 2013 р.). Київ, 2013. С. 184–186.

39. Азаров С.І., Паламарчук В.І., Сидоренко В.Л. Деякі аспекти охорони здоров'я населення в складних радіоекологічних умовах. *Екологічні науки*. 2014. Вип. 6. С. 5–11.

40. Азаров С.І., Литвинов Ю.В., Паламарчук В.І., Сидоренко В.Л. Забезпечення життєдіяльності населення у складних радіологічних умовах. *Збірник наукових праць Інституту державного управління у сфері цивільного*

захисту. 2013. № 1. С. 117–125.

41. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Серета Ю.П. Оцінка можливого токсичного ураження при гасінні пожеж у Чорнобильській Зоні відчуження. *Проблеми техногенної безпеки в Україні та світі (до 30-ї річниці аварії на Чорнобильській АЕС)*: зб. наук. праць міжнар. наук.-прак. конф. (Запоріжжя, 1 березня 2016 р.). Запоріжжя, 2016. С. 13–20.

РОЗДІЛ 7

МОНІТОРИНГ І МЕНЕДЖМЕНТ ЕКОЛОГО-РАДІАЦІЙНИХ НЕБЕЗПЕК ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ

Зростання антропогенного впливу на довкілля призводить до збільшення кількості аварій та екстремальних природних явищ: катастрофічних ураганів, пожеж, повеней, ураганів тощо. Традиційний спосіб отримання інформації про стан пожежонебезпечних об'єктів і навколишнього середовища, що здійснюється наземними службами, не завжди забезпечує необхідну оперативність даних.

Лісові пожежі на територіях, забруднених радіонуклідами, відносяться до особливо радіаційно небезпечних для населення та довкілля явищ, що і зумовлює актуальність питання пошуку оперативних методів і засобів виявлення та картування пожеж у складних метеоумовах за наявності маскувальної дії диму. До першочергових проблем, безумовно, слід віднести питання вчасної та достовірної оцінки пожежної небезпеки лісових територій в ЧЗВ та запобігання утворенню джерел і причин виникнення пожежонебезпечних ситуацій.

Проблема зниження радіаційних ризиків та пом'якшення наслідків радіаційних аварій в країні має першочергові значення після Чорнобильської катастрофи, а її вирішення відноситься до пріоритетної сфери забезпечення екологічної безпеки. Проблема має міжвідомчий та міжрегіональний характер і потребує комплексного підходу на державному рівні. Ці обставини, з одного боку, визначили необхідність створення системи контролю за лісопожежним станом та радіоекологічною ситуацією в ЧЗВ, а з другого – обумовлюють вимоги щодо організаційно-функціонального і нормативно-правового забезпечення, програмно-технічного оснащення та інформаційних потоків.

Проведення комплексної оцінки аварійного і післяаварійного стану забруднених територій в реальному масштабі часу і прогнозування розвитку надзвичайних радіаційно та екологічно небезпечних ситуацій, аварій, катастроф і передумов щодо їх виникнення є однією з найбільш серйозних проблем, що

стоять перед державою і суспільством. Ці обставини потребують проведення всебічного і постійного оперативного моніторингу радіаційного та екологічного стану довкілля з отриманням необхідного об'єму достовірної наукомісткої інформації міждисциплінарного характеру.

7.1. Розробка системи моніторингу за лісопожежною ситуацією

Вчасні аерокосмічні та рухливі радіофізичні засоби дозволяють використовувати їх для вирішення завдань моніторингу за лісопожежною ситуацією відомими методами, заснованими на прийомі власного та відбитого випромінювання природних утворень в оптичному, інфрачервоному та НВЧ діапазонах. Проте, нині в Україні відсутня єдина система захисту від пожеж лісів, забруднених радіонуклідами, що б виявляла, сигналізувала й оповіщувала про аварійні ситуації, які призводять до лісових пожеж. Складний багатофункціональний характер взаємозв'язку процесів міграції радіонуклідів у повітряному середовищі під час лісових пожеж диктує необхідність виміру та інтерпретації великого об'єму інформаційних потоків про ландшафтно-геодезичні карти, що відображають просторову геофізичну диференціацію ландшафтів, рельєф і геологічну будову контрольованої місцевості, швидкість і напрям вітру, висоту замикаючих шарів в атмосфері, температуру та вологість повітря та ін.

Запропонована система виявлення та сигналізації про лісові пожежі призначена для [1]:

- дистанційного контролю параметрів пожежної, радіаційної та метеорологічної обстановки;
- прогнозу та забезпечення можливості швидкого реагування і регулювання пожежонебезпечної та радіаційної обстановки;
- видачі рекомендацій з локалізації та ліквідації пожеж.

Основним завданням системи є:

- 1) виявлення передпожежних ситуацій в контрольованій зоні;
- 2) автоматичне сповіщення про лісову пожежу по всіх каналах видачі інформації;

3) прийняття рішень по тактиці ведення оперативних дій з гасіння лісових пожеж;

4) оцінка ризику радіаційної небезпеки для працівників пожежно-рятувальних підрозділів і населення;

5) прогнозування масштабів радіаційного забруднення чистих територій;

6) видача рекомендацій по радіаційному захисту населення;

7) проведення превентивних протипожежних заходів.

В організаційно-технічному плані система має бути побудована за принципом розподіленого багаторівневого інформаційно-вимірювального комплексу, що функціонує в реальному масштабі часу. На рис. 7.1 представлено блок-схему системи дистанційного контролю лісопожежонебезпечних ситуацій, що за допомогою відеокамери розміщується на 40-метровій щоглі з автономним приводом для повороту датчика довкола осі та до кута нахилу [2]. Радіус дії засобу реєстрації ознак пожежі складає 5 км, причому дальність виявлення джерела загоряння складає 10 км, а по куту не менше 0,3 градуса. Управління процесом отримання вихідних даних від вимірювальної станції, контроль і діагностика їх працездатності здійснюється за допомогою мікропроцесора, забезпеченого пристроями сполучення з датчиками та радіоканалом. Сигнали від вимірювальних станцій по каналах (УКХ-радіостанції) через ретранслятори поступають на верхній рівень. Комплекс засобів зв'язку забезпечує передачу даних як за наявності прямої радіовидимості між кореспондуючими абонентами, так і за її відсутності.

На нижньому рівні розміщені вимірювальні станції, що здійснюють функції вимірювання, збору, первинної обробки сигнальної інформації та її передачі на технічні засоби контролю верхнього рівня (центральний пункт). Вимірювальні станції (радіобуї) розміщуються в точках реперів таким чином, щоб уникнути зон затемнення (через складки місцевості) в місцях з максимальною пожежною навантагою (запас фітомаси більше 200 т/га) абсолютно сухої речовини з рівнем радіаційного забруднення по ^{90}Sr більше 0,1 $\text{Ки}/\text{км}^2$ і ^{137}Cs більше 0,15 $\text{Ки}/\text{км}^2$.

Радіобуї – це функціонально та конструктивно завершений комплекс

технічних засобів, орієнтований на вимірювання заданого потоку фізичних параметрів, а також первинну обробку результатів виміру та передачу інформації на центральних пункт. Радіобуєм є керований по радіо прилад з автономною системою живлення призначений для вимірювання наступних параметрів: температури, тиску і вологості довкілля, напрямку і швидкості вітру, рівнів β - і γ -випромінювання, концентрації небезпечних і токсичних газів (CO , CO_2 , SO_2 та ін.), густини теплового потоку тощо.

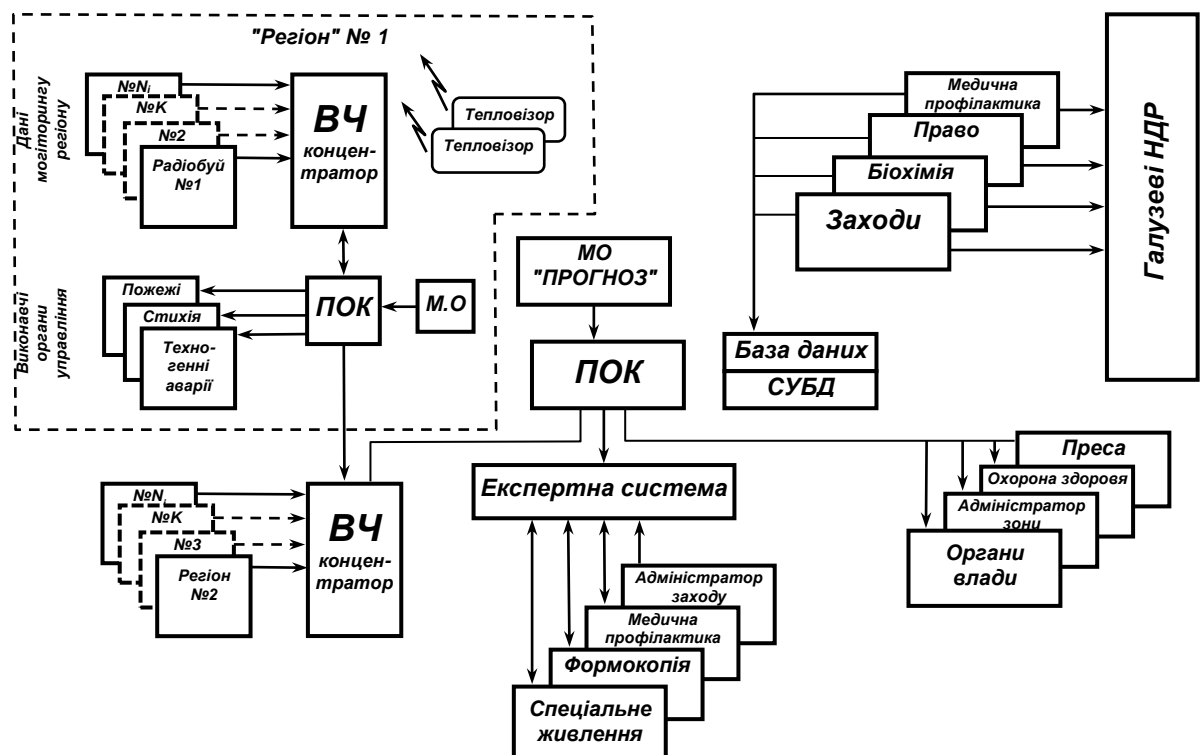


Рис. 7.1. Структурна схема системи дистанційного контролю лісопожежонебезпечних ситуацій [3]

Передавальний модуль забезпечує стійкий двосторонній зв'язок на відстані до 4 км. Двосторонній зв'язок між радіобуями та вузлом збору інформації забезпечується системою ретрансляторів, що розміщуються відповідно до ландшафтних особливостей місцевості та забезпечують стійкий зв'язок на відстані до 20 км. В даній системі використовується механізм ретрансляції через адаптер постів, що знаходяться в зоні радіовидимості, а життєзабезпечення вимірювальних станцій забезпечується пристроями мережевого живлення

безперебійного енергопостачання.

Для протипожежного захисту ЧЗВ пропонується також радіометричний комплекс для виявлення та класифікації пожеж на радіаційно небезпечних територіях, охорона як кордонів 30-кілометрової зони, так і під'їздів до неї та всієї площі території від несанкціонованого проникнення та переміщення порушників [4]. На відміну від відомих засобів дистанційного контролю (телевізійні, інфрачервоні та ін.), НВЧ радіометр дозволяє отримувати інформацію про пожежонебезпечну обстановку незалежно від погодних умов (туман, хмарність, опади), часу доби, умов освітленості, орієнтації та потужності димового шлейфу, а також визначати положення кромки, що горить, і протяжності активної зони горіння. Головна перевага НВЧ радіометра – здатність працювати в двох режимах. У першому вимірюється інтегральна (на одній частоті) температура середовища. У другому (на двох і більше частотах) – диференціальна. Перший режим дозволяє визначати термодинамічну температуру контрольованої території. Другий – типові умови контрольованого поверхневого шару, тобто варіацію електрофізичних властивостей середовища, наприклад, вологість підстильної поверхні, густина та розміри димової хмари.

Технічні та експлуатаційні можливості радіометричного комплексу дозволяють контролювати в процесі розвитку лісової пожежі радіоактивні викиди в атмосферу, а також здійснювати нагляд за переміщенням всіх видів радіоактивних відходів по всій території ЧЗВ надземним і водним транспортом. Можливі декілька модифікацій цього комплексу залежно від поставленого завдання, важливості (небезпеки) об'єкту, що охороняється, або території, а також режиму роботи (пасивного, активного або пасивно-активного). Радіометричний комплекс пожежної сигналізації призначений для вирішення наступних завдань [5]:

- 1) оперативної оцінки рівня пожежної небезпеки об'єкту (території), що охороняється;
- 2) визначення джерел горіння та класу пожеж;
- 3) оцінки структури пожежі (кромки вогню, частини, що прогоріла, шлейфу

диму, міграції аерозолів тощо), геометричних розмірів, динаміки його розвитку та поширення;

3) прогнозування наслідків пожежі;

4) формування та видачі оперативній інформації про пожежу по каналах зв'язку;

5) оптимізації управління тактичними діями аварійно-рятувальних служб.

Принцип дії радіометричного комплексу пожежної сигналізації ґрунтується на вимірі температури радіояскравості за допомогою НВЧ радіометра виділення термодинамічних контрастів, характерних для ознак джерела загоряння. Цей комплекс є пасивною не випромінюючою системою та складається з антенного пристрою (діаметр антени 1,0 м), приладу сканування осі діаграми спрямованості антени, надвисокочастотного та низькочастотного блоків, пристрою сполучення аналогової частини, програмно-алгоритмічного забезпечення ПОК. Робота НВЧ радіометра заснована на вимірі просторового розподілу інтенсивності радіотеплового випромінювання ділянки лісу, що горить. Величина цього випромінювання – температура радіояскравості, що характеризує інтенсивність випромінювання співвідношенням:

$$T_{Я} = a_{випр.} T_{випр.}, \quad (7.1)$$

де $a_{випр.}$ – випромінююча здатність полум'я;

$T_{випр.}$ – температура полум'я.

Тут:

$$a_{випр.} = 1 - \exp(-\Lambda_{випр.}), \quad (7.2)$$

де $\Lambda_{випр.}$ – величина інтегрального теплового поглинання у напрямку зондування, що можна представити у вигляді:

$$\Lambda_{випр.} = \frac{\sigma_{еф.} V_{з.ч.}}{l_{пл.}}, \quad (7.3)$$

де σ_{ef} – ефективний переріз теплового поглинання РПЗ;
 $V_{з.ч.}$ – об'ємна концентрація зольних частинок;
 $l_{пл.}$ – висота полум'я.

Для контролю лісопожежної обстановки використовується вимірювання температури різної яскравості за допомогою закону Релея-Джинса:

$$P_f = \frac{2\pi k_B T_J}{\lambda_0^2}, \quad (7.4)$$

де $k_B = 1,38 \cdot 10^{-23}$ – стала Больцмана.

Граничний контраст температур, що виявляється із заданою ймовірністю, визначається за формулою:

$$\Delta T_{пор} = \frac{T_n [\Phi^{-1}(1 - P_{mt}) + \Phi^{-1}(1 - P_{nc})]}{0,7 \sqrt{D_t / D_F}}, \quad (7.5)$$

де Φ^{-1} – інтеграл імовірності;

P_{mt} – імовірність помилкової тривоги;

$P_{nc} = (1 - P_{no})$;

P_{no} – імовірність знаходження джерела загоряння;

T_n – повне зниження температури джерела випромінювання з урахуванням температури приймача;

ΔF – смуга фазоперетворювача низької частоти.

Умова виявлення джерела загоряння:

$$\Delta T \geq \frac{\Delta T_{пор} \Omega_A}{\Omega_y}, \quad (7.6)$$

де $\Omega_A = 4\pi / G_n$ – ширина головної спрямованої дії приймача;

G_n – коефіцієнт спрямованої дії системи;

$\Omega_y = S_y / D^2$ – кутовий розмір джерела загоряння;

де S_y – площа пожежі;

D – відстань до джерела пожежі.

Дальність дії НВЧ радіометра:

$$L_{\max} = \sqrt{\frac{S_y G_n}{4\pi D T_{\text{пор}}}}. \quad (7.7)$$

Виходячи з основної формули радіолокації та враховуючи зменшення потоку випромінювання за рахунок його поглинання в повітрі та в газовому (димовому) середовищі, можна записати:

$$M(f, \phi)_{\Pi} = X_0(L-d) + \int_0^d X(t, x) dx, \quad (7.8)$$

де M_n – коефіцієнт поглинання, який має функцію виду:

$$M(f, \phi)_{\Pi} = \ln \left(\frac{\sqrt{G_0 S_0 S P_0}}{4\pi d^2 \sqrt{P}} \right), \quad (7.9)$$

де f – частота випромінювання;

X, X_0 – коефіцієнти поглинання атмосфери та газу (забруднювача);

P_0 – потужність випромінювання;

P – потужність відбитого сигналу на вході приймача;

S – ефективна площа розсіяння репера;

S_0, G_0 – ефективна площа та коефіцієнт направленої дії передавальної антени;

L – шлях НВЧ радіометра – реперу;

D – товщина шару газового утворення;

Φ – поточний азимутний кут.

Середня концентрація газу:

$$\bar{N} = \frac{1}{3} \sum_{i=1}^3 \left\{ \frac{\partial M(f_i, \Phi_i)}{\partial t} \left[\frac{\partial \sigma(t)}{\partial t} d(\Phi_i, \Phi_0, R_i, R_0) \right] \right\}, \quad (7.10)$$

де R_0, ϕ_0 – координати центру газового утворення.

Наприклад, для сірководню середня частота обертового спектру складає $f_0=168,7$ ГГц, а ширина спектру $\Delta f=1,7$ ГГц. Адекватний цьому сигнал радіолокації з $f_0=168,7$ ГГц повинен мати тривалість імпульсу приблизно 10 нс. У табл. 7.1 наведено лінії поглинання деяких газів.

Таблиця 7.1

Лінії поглинання деяких газів

| Газове середовище | NH ₃ | N ₂ O | NO ₂ | CO | CO ₂ | NO | O ₃ | H ₂ O |
|-------------------|-----------------|------------------|-----------------|--------|-----------------|-------|----------------|------------------|
| Частота, ГГц | 23,87 | 25,12 | 26,62 | 115,19 | 150,1 | 153,1 | 101,74 | 168,7 |

Спектроскопічний ефект обумовлений квантовими переходами між різними енергетичними рівнями газового середовища під час зондування електромагнітними хвилями певних діапазонів. Вимірюючи інтегральні інтенсивності поглинання контрольованого газу на частотах, що відповідають обертовому переходу (див. табл. 7.1), можна визначити середню концентрацію відповідного (контрольованого) газу. Для зольних летких частинок за умови $d_{з.ч.} \ll \lambda_{випр.}$ сферичної форми у випадку сильного теплового поглинання можна записати:

$$\sigma_{еф.} = \frac{4\pi^2 d_{з.ч.}^3}{\lambda_{випр.}^2} \left(\frac{1}{10\sigma_{пр.}} + 16\sigma \pi^2 d_{з.ч.}^2 \right), \quad (7.11)$$

де $d_{з.ч.}$ – розмір зольних летких частинок;

$\sigma_{пр.}$ – провідність зольних частинок;

$\lambda_{випр.}$ – довжина хвилі випромінюючих коливань у джерелі лісової пожежі.

Оскільки прийом випромінювання від джерела пожежі ведеться в смузі частот Δf , то потужність випромінюваних радіохвиль буде рівна:

$$P_{випр.} = \frac{2\pi K_B}{\lambda_{випр.}^2} T_J \Delta f \Delta S, \quad (7.12)$$

де Δf – смуга високочастотної частини приймача;

ΔS – площа випромінюючого середовища (джерела лісової пожежі).

Аналіз отриманих теоретичних і експериментальних даних дозволяє зробити наступні висновки:

1) спектр температур радіояскравості джерел лісових пожеж залежить від підстильної поверхні;

2) в частотній області максимум температури радіояскравості джерела лісової пожежі знаходиться в мікрохвильовому діапазоні ($f_{pcm} \leq 10$ ГГц), що найдоцільніше використовувати для виявлення джерел займання;

3) температура радіояскравості кромки, що горить, значно вища за температуру радіояскравості лісової ділянки, що прогоріла.

Дані особливості дозволяють достатньо точно розрізнити області джерела загоряння та його переміщення в просторі. На рис. 7.2 представлений розрахунковий спектр температури радіояскравості осередку лісової пожежі (модельного), а на рис. 7.3 вимірний за допомогою дослідного зразка радіометричного комплексу пожежної сигналізації профіль температури радіояскравості осередку лісової пожежі на різних радіочастотах. Як впливає з приведених даних на рис. 7.2 найбільш показним є частотний діапазон (1,0–10).

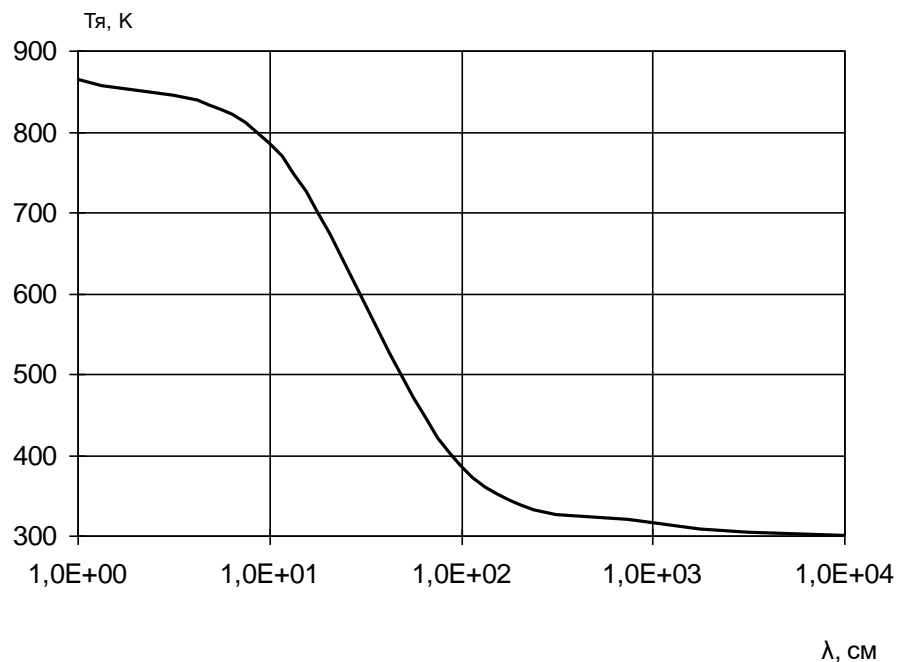


Рис. 7.2. Розрахунковий спектр температури радіояскравості осередку лісової пожежі

В залежності від режиму роботи можливі різні варіанти апаратної реалізації радіометричного комплексу пожежної сигналізації для раннього виявлення ознак джерела загоряння в лісах. Вибір прийняттого варіанту можна здійснити лише після оцінки радіаційних наслідків (ризиків) і детального техніко-економічного аналізу. На рис. 7.4 зображено структуру трипозиційної пасивної системи з НВЧ радіометром, а на рис. 7.5 представлено структуру двопозиційної кутомірно-далекомірної активно-пасивної системи з НВЧ радіометром.

Системи складаються з трьох рознесених у просторі пунктів: одного центрального (далі – ЦП) і два винесених (далі – ВП), розташовані у вершинах рівностороннього трикутника із стороною 10 км.

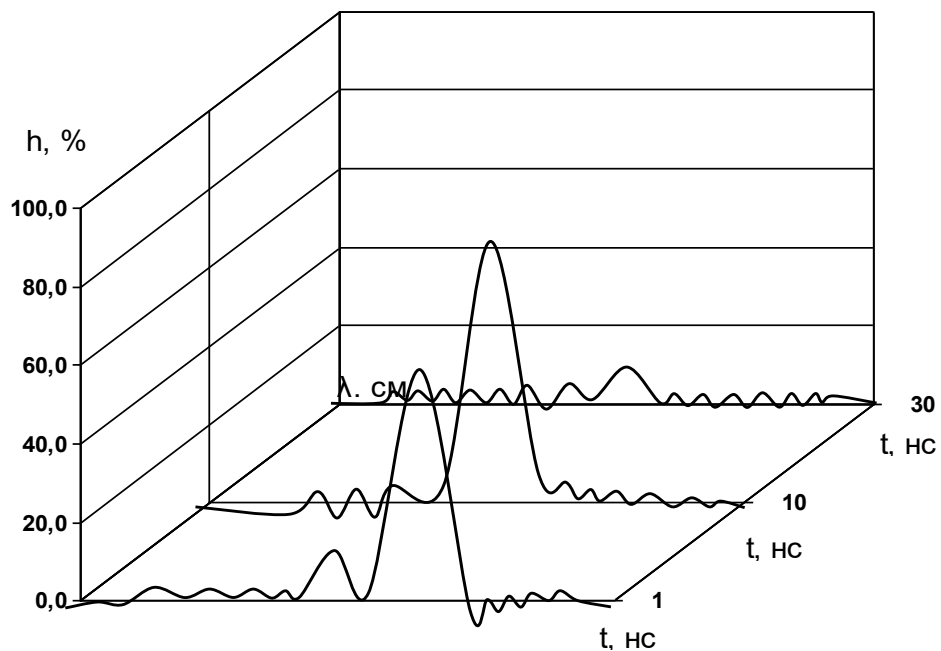


Рис. 7.3. Профіль температури радіояскравості осередку лісової пожежі на різних радіочастотах, виміряний за допомогою дослідного зразка радіометричного комплексу пожежної сигналізації

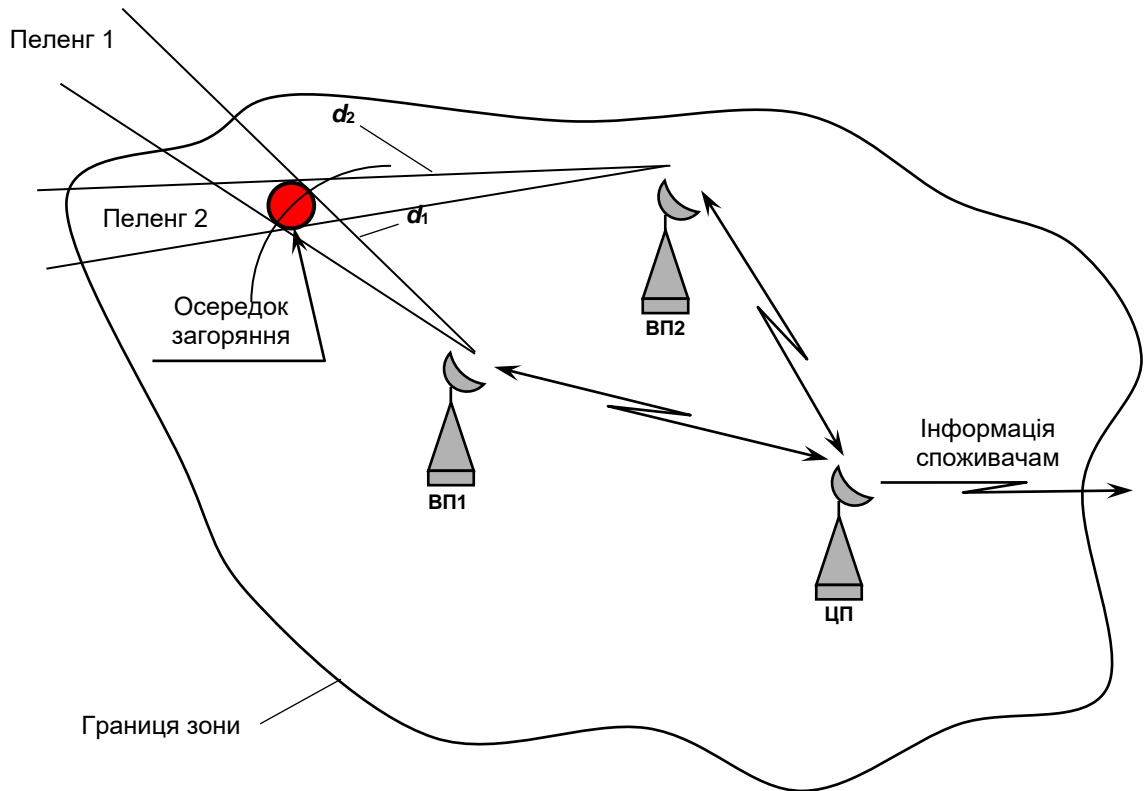


Рис. 7.4. Структура трипозиційної пасивної системи з НВЧ радіометром

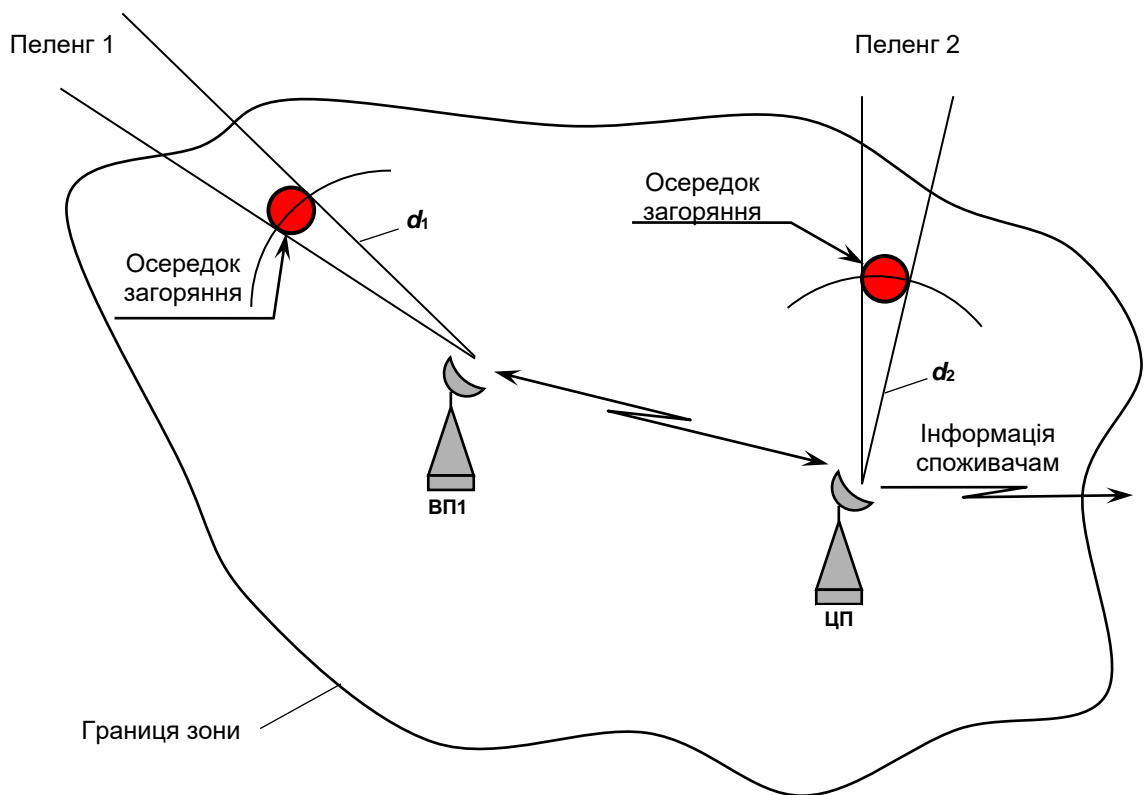


Рис. 7.5. Структура двопозиційної кутомірно-далекомірної активно-пасивної системи з НВЧ радіометром

В кожному з виносних пунктів здійснюється пеленгація теплових полів лісових масивів. Апаратура НВЧ радіометра встановлюється на металевій вежі або пожежно-наглядовій щоглі заввишки не більше 40 м. НВЧ радіометри забезпечують круговий огляд наземного простору, що захищається. Координати виявленого джерела загоряння визначаються в центральному пункті по сигналах з виносних пунктів, горіння на ділянках затінювання – по потоках нагрітого повітря (диму), що піднімається над контрольованою рослинною поверхнею.

Раннє виявлення джерел загоряння в лісах здійснюється за допомогою НВЧ радіометра, що працює в різних режимах вимірювання (інтегральний, диференціальний), який дозволяє дистанційно встановити вміст вологи в горючих матеріалах і безперервно стежити за динамікою зміни температури поверхні лісових масивів. У той же час шляхом критеріального аналізу та виділення корисних сигналів у центральному пункті робиться прогноз про зміни параметрів пожежі та її поширення, а також проводяться розрахунки міграції РПЗ й оцінка радіоекологічних наслідків. До основних проектних характеристик системи належать:

- 1) похибка визначення координат ділянки, що горить, – не більше 1° по куту місця та по азимуту;
- 2) похибка у вимірюванні температури – не більше 5 К;
- 3) дальність виявлення еталонного джерела пожежі (6 м^2) – до 10 км;
- 4) контрольована площа одним НВЧ радіометром – 300 км^2 ;
- 5) час повного перегляду контрольованого простору – $<1 \text{ хв}$;
- 6) час трикратного підтвердження виявленого джерела спалаху – 10 с;
- 7) імовірність достовірного виявлення місця загоряння – не нижче 0,999;
- 8) імовірність хибної тривоги – не вище 10^{-3} за рівнем шуму у вихідній інформації до 100 дБ;
- 9) об'єм всієї апаратури комплексу – не більше $0,75 \text{ м}^3$ за масою, що не перевищує 300 кг.

На рис. 7.6 представлено структурну схему радіометричного комплексу пожежної сигналізації. На верхньому рівні системи розташований ЦП, що

здійснює функції збору, обробки та видачі інформації. Технічною базою ЦП є ПОК, об'єднані в локальну обчислювальну мережу, яка забезпечує надходження інформації від системи на пульти (відеотермінали) пожежної охорони та центру управління пожежено-рятувальними та відновлювальними роботами.

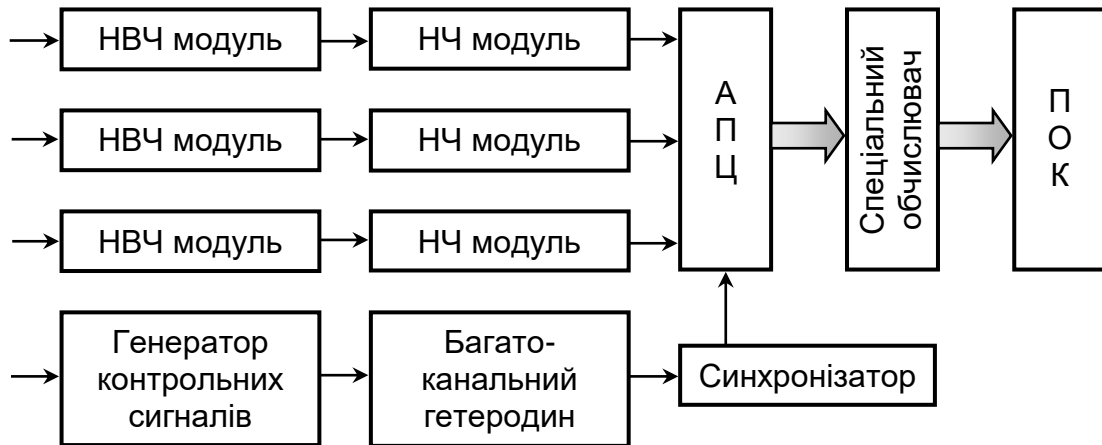


Рис. 7.6. Структурна схема радіометричного комплексу пожежної сигналізації

ЦП системи забезпечує виконання наступних функцій:

- 1) збір, реєстрація, обробка даних про пожежні, радіаційні та метеорологічні параметри;
- 2) сигналізація відхилень параметрів від контрольних значень;
- 3) прогноз пожежної та радіаційної обстановки на основі даних змін динамічних і математичних моделей;
- 4) оформлення в автоматизованому режимі звітної документації;
- 5) організація накопичення, обліку й архівації звітної інформації;
- 6) обмін інформацією з іншими системами моніторингу;
- 7) контроль і діагностика комплексу технічних засобів.

ЦП системи оснащений метеорологічною щоглою, на якій розміщуються датчики швидкості та напрямку вітру, а також датчик для градієнтних температурних вимірювань. Засоби прийому та передачі даних є агрегованим комплексом програмно-технічних засобів, що забезпечують надійний інформаційний обмін між вимірювальними станціями та ЦП системи. До складу засобів передачі даних входить уніфікований адаптер з програмним

забезпеченням, радіомодем і радіостанція. ЦП є багатофункціональною, відновлюваною та обслуговуючою системою тривалого користування.

Радіометричний комплекс охорони може бути використаний для забезпечення захисту як кордону території, що охороняється, так і підступів до неї, а також внутрішньооб'єктової охорони від несанкціонованого проникнення та переміщення. Він може працювати в активному режимі в міліметровому діапазоні та дозволяє класифікувати тип виявлених порушників або автотранспорту, визначати їх координати у будь-який час року і доби, під час дощу з інтенсивністю (10–20) мм/год, в тумані з видимістю (30–50) м і в умовах сильної задимленості. Проектні характеристики радіометричного комплексу охорони:

1) дальність виявлення:

- людини – 1,2 км;
- автотранспорту – 2,0 км;

2) площа території або об'єкту, що охороняється – (1–2) км²;

3) роздільна здатність:

- по азимуту – 4°;
- по далечині – (20–50) м;

4) споживча потужність – 400 Вт;

5) маса – 60 кг.

Контроль працездатності апаратури здійснюється за допомогою вбудованої апаратної перевірки (контроль по паритету MOD 2), фонових текстів і періодичної перевірки. Введення інформації в систему передбачає завантаження програмного забезпечення, введення інформації у базу даних, введення команд оператора, введення початкових значень параметрів, введення опису структури вихідних документів, налаштування системи відображення інформації та контроль достовірності вхідних даних. Організаційною основою центрального пункту є експертна система яка дозволяє:

1) моделювати і прогнозувати розвиток пожежі та міграцію радіонуклідів повітрям;

2) передбачати можливі радіаційні забруднення територій внаслідок лісових

пожеж;

3) рекомендувати превентивні заходи щодо зменшення можливості виникнення та поширення пожеж у лісах (створення мінеральних смуг шляхом оранки уздовж лісових узлісь і просік, постійне «очищення» лісів від сухостою, обробка пожежонебезпечних лісів з високим рівнем радіаційного забруднення скріплюючими гідрофобними розчинами тощо);

4) здійснювати тренування працівників ПРП.

Банк даних системи містить:

- інформацію про синоптичні ситуації в місці розміщення радіобуїв;
- топографічні дані про рельєф місцевості, дорожню мережу, комунікації, населені пункти, природні карти тощо;
- метеорологічні дані про температуру повітря, швидкість і напрям вітру, хмарність, опади і т.д.;
- локальну та мезометеорологічну моделі розрахунку перенесення та розсіювання радіоактивних речовин в атмосфері.

Для відображення синоптичної ситуації використовується карта погоди (форми Ф-МПК-8А) масштабу 1:15000000. Інтерполяція метеоданих проводиться на регулярній сітці 29×24 точок з кроком 100×100 км.

Архітектура ЦП системи має трирівневу структуру. Нижній рівень побудований на основі контролерів, що виконують функції збору й обробки інформації. На середньому рівні створюються робочі місця операторів, що забезпечують візуальний контроль за пожежонебезпечною обстановкою, ведення архівів вимірних параметрів і журналу подій, роботу з текстовою довідковою та рекомендаційною інформацією, а також ряд інших функцій. На верхньому рівні створюються робочі місця, що забезпечують можливість встановлення граничних значень контрольованих параметрів, роботу з архівом, статистичний аналіз інформації, що поступає, та автоматичну діагностику системи в цілому.

Система ділиться на два види: офісний і технологічний, що об'єднані за допомогою Тхnet серверів. Офісний складається з файлу-серверів, комп'ютерів типа Pentium і локальної мережі, що працює під управлінням мережевої

операційної системи Windows NT. Програмне забезпечення представляє можливість побудови розподілених систем, що включають до 200 операторських станцій на базі провідних мережевих операційних систем по протоколу Net Bios, IPX/SPX і TEP/IT на основі стандартних і спеціальних моделей передачі даних по дротяним і бездротяним каналам зв'язку (мережі стільникового зв'язку стандарту GSM та інфраструктура супутникового зв'язку ORDCOMM). Інформаційне забезпечення системи створене в програмному середовищі PC ARC/INFO 7.1, Arc CAD, Arc View CIS 3.1 на мові візуального об'єктно-орієнтованого програмування Delphi 3.0 і мережевого СУБД Interbase 5.0.

Таким чином, зіставляючи інформацію пожежної небезпеки в лісах за допомогою прогнозних оцінок і вимірюваних параметрів (НВЧ радіометри, радіобуї) можна проводити оцінку ймовірних місць спалахів і профілактику пожежонебезпечних зон.

7.2. Розробка системи комплексного моніторингу зони еколого-радіаційної небезпеки

Зростання антропогенного впливу на довкілля призводить до збільшення кількості аварій та екстремальних природних явищ: ураганів, пожеж, повеней, смерчів, піщаних бур тощо. Традиційний спосіб отримання інформації про стан пожежонебезпечних об'єктів і навколишнього середовища, який здійснюється наземними службами, не завжди забезпечує необхідну оперативність оновлення даних.

До рішення даної проблеми науковці і вчені застосовують декілька підходів та шляхів в залежності від завдань, що повинні вирішувати МЛК радіаційного контролю. Наприклад, у роботі [6] авторами приведено свій варіант МЛК, створений та адаптований до потреб і умов РФ. Отже, зважаючи на широкомасштабні наслідки Чорнобильської катастрофи, кількість та густину розташування об'єктів підвищеної радіаційної небезпеки в Україні, виникає гостра необхідність у створенні вітчизняних МЛК загального контролю й оцінювання наслідків радіаційних аварій.

Прогнозування та ліквідація наслідків радіаційних аварій повинно ґрунтуватися на комплексній системі організаційних і технічних заходів [7–12]. Одним з найбільш важливих заходів є необхідність створення вітчизняних МЛК загальної оперативної оцінки радіаційного і радіологічного стану довкілля. Основним завданням таких МЛК є оперативний контроль радіаційної обстановки та контроль рівнів радіоактивного забруднення в атмосферному повітрі, ґрунті, воді, продуктах харчування, кормах тощо. Головна мета – інтегральна оцінка ризиків та прогнозування можливості виникнення і розвитку радіаційних аварій з подальшою розробкою першочергових оперативних заходів щодо їх ліквідації і пом'якшенню можливих екологічних наслідків.

Існуючі зараз у світі МЛК [13] зазвичай виконують тільки спеціалізовані задачі, як, наприклад, російська пересувна радіологічна лабораторія «Пошук», що призначена для радіаційного моніторингу місцевості, сертифікації продуктів харчування за рівнями радіаційного забруднення тощо. Для комплексного дистанційного моніторингу навколишнього середовища широко застосовуються супутникові системи і напівстаціонарні системи наземного базування, зокрема, виробництва фірм Kayser-Threde (ФРН) та Midac Corporation (США). Однак, супутникові системи надзвичайно дорогі і не здатні видавати інформацію за кожним оперативно визначеним об'єктом. Існуючі ж системи наземного базування функціонально обмежені і не дозволяють робити прецизійний аналіз багатокомпонентного забруднення атмосфери та виконувати контактні вимірювання у важкодоступних місцях.

З точки зору державних інтересів, недоцільно орієнтуватись на вирішення проблеми створення та комплектації МЛК радіаційного і радіологічного моніторингу за рахунок покупки приладів закордонного виробництва чи отримання їх у вигляді гуманітарної допомоги з наступних причин:

- 1) є невідповідність низки технічних та експлуатаційних характеристик навіть кращих зразків закордонних приладів (незважаючи на високу вартість) вимогам радіаційного контролю держави, що має на власній території особливі райони, зокрема, ЧЗВ;

2) для забезпечення гарантій безпеки держави, що має розгалужену мережу АЕС й інших техногенно небезпечних підприємств, експлуатує і розробляє ядерні технології та технології з використанням джерел іонізуючого випромінювання, взагалі потрібно створення та постійне вдосконалення власних сучасних засобів радіаційного, радіологічного та екологічного контролю;

3) масштаби проблеми в потенціалі настільки величезні, що орієнтація на закордонні придбання взагалі для України економічно недоцільна;

4) рішення цієї проблеми за рахунок власних зусиль створить додаткові робочі місця на вітчизняних підприємствах і дозволить зміцнити та розвинути науково-технічний потенціал України.

Наша держава моніторингових МЛК власної розробки не має, тому необхідна розробка концепції зі створення мобільної бази для комплексної інструментальної оцінки радіоекологічного стану навколишнього середовища на основі вітчизняних наукових інноваційних досягнень і науково-технічних розробок, що вже пройшли апробацію. Слід підкреслити, що такий підхід дозволить розробити і впровадити адекватну потребам нашої держави методологію комплексного аналізу і прогнозування розвитку надзвичайних ситуацій техногенного і природного характеру. Основними завданнями, що вирішуватиме така багатofункціональний МЛК, є [14]:

1) мультипараметричний комплексний контроль радіаційного та екологічного стану навколишнього середовища в реальному масштабі часу безпосередньо на місці;

2) ситуаційний аналіз обстановки, оцінка радіаційно-екологічної стійкості і рівня техногенних і природних ризиків у взаємозалежному комплексі та прогнозування розвитку аварійних ситуацій;

3) розробка оперативних невідкладних заходів щодо ліквідації наслідків радіаційних аварій і катастроф та заходів стосовно їхнього можливого попередження.

Під час вирішення цих завдань МЛК повинний бути спроможним виконувати наступні функції:

1) високоточна прив'язка до координат місцевості за допомогою супутникової системи навігації;

2) одержання і первинна обробка аналогової і цифрової вимірювальної інформації;

3) передача даних вимірювань за допомогою сучасних засобів зв'язку, у тому числі і комп'ютерних, на вищий рівень управління і зацікавленим організаціям та відомствам, а також, за необхідністю, оповіщення жителів, проживаючих на екологічно небезпечних територіях;

4) оперативна ідентифікація і прогнозування розвитку радіаційної аварії за спеціально розробленими методиками.

Доцільно в комп'ютерній базі даних МЛК мати розроблену за технологіями геоінформаційних систем (далі – ГІС) комп'ютерну карту з розташованими на ній РНО, ділянками місцевості з техногенно високими ступенями ризику (з ідентифікацією їхньої історії і стану на даний момент часу), з урахуванням ліній високовольтних передач, газо- і нафтопроводів тощо.

Багатофункціональна МЛК повинний бути функціонально закінченим з огляду на рішення поставлених завдань. У той же час, його комп'ютерна автоматизована система повинна залишатися відкритою, доступною для стикування з іншими (що не входять в її базовий варіант) приладами вітчизняних і закордонних виробників та мати можливість адаптації до мінливих умов і вимог, варіювання можливостей за допомогою різних типів датчиків і детекторів зі зміною алгоритму роботи. Це досягається за рахунок застосування стандартних інтерфейсів і сучасних інформаційних технологій, таких як мобільні комп'ютери.

Технічні засоби МЛК можуть розміщуватися на автомобілі, експлуатуватися і зберігати працездатність на відкритому повітрі під час впливу різних метеофакторів – інею, роси, туману, сонячного випромінювання, зміни температури навколишнього середовища, забезпечувати стійкість конструкцій апаратури до тряски і вібрації та бути відсутніми можливості резонансу. Режим роботи як позмінний, так і безупинний цілодобовий. Живлення від бортової мережі автомобіля напругою постійного струму 12 В, як із включеним, так і з

вимкненим двигуном та від власних автономних джерел живлення.

Базовий варіант МЛК повинен включати наступні основні підсистеми (далі – ПС) (рис. 7.7) [14–16]:

- 1) комплексного наземного радіаційного контролю;
- 2) експресного наземного радіологічного контролю;
- 3) дистанційного комплексного повітряного (якісного і кількісного) контролю параметрів радіаційного та хімічного забруднення навколишнього середовища з урахуванням впливу метеопараметрів;
- 4) контактного контролю і виміру радіонуклідів в об'єктах навколишнього середовища;
- 5) супутникової навігації;
- 6) оперативного зв'язку;
- 7) бортовий обчислювальний комплекс (далі – БОК).

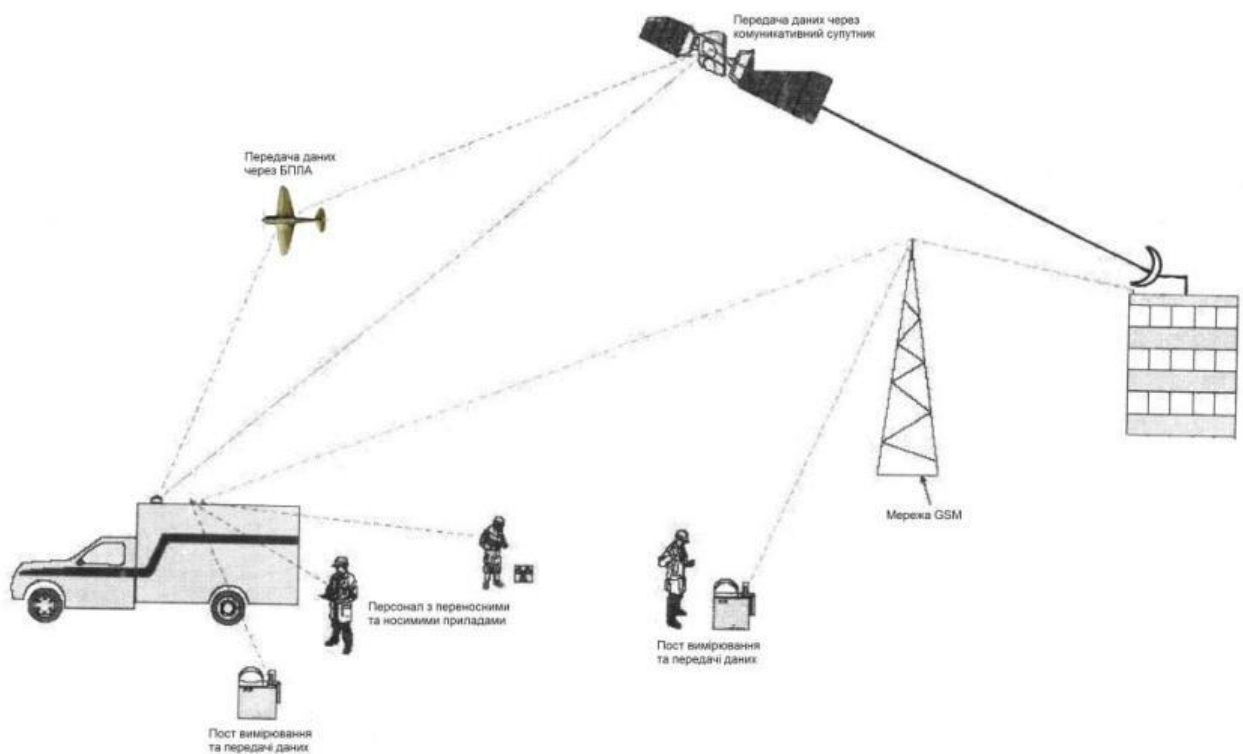


Рис. 7.7. Системна інтеграція засобів вимірювання радіаційної обстановки на основі МЛК і програмно-апаратного середовища ViewPoint

ПС комплексного радіаційного контролю повинна здійснювати (рис. 7.8):

1) вимірювання потужності експозиційної й еквівалентної дози фотонного (рентгенівського і гамма) іонізуючого випромінювання в широкому динамічному й енергетичному діапазонах;

2) вимірювання густини потоку бета-випромінювання в широкому динамічному й енергетичному діапазонах;

3) вимірювання густини потоку альфа і нейтронного випромінювання.

Пропонується наступний мінімальний склад ПС:

1) професійний радіометр-дозиметр ДКС-96 у комплекті з блоками детектування (Г, Б, У, П, М, А, Н);

2) дозиметр-радіометр гамма- і бета-випромінювань пошуковий МКС-07 «Пошук» у комплекті (в якості додаткового і резервного);

3) комплекти прямопоказуючого індивідуального дозиметру ДКС-02 «Кадмій» (для кожного члена екіпажу).

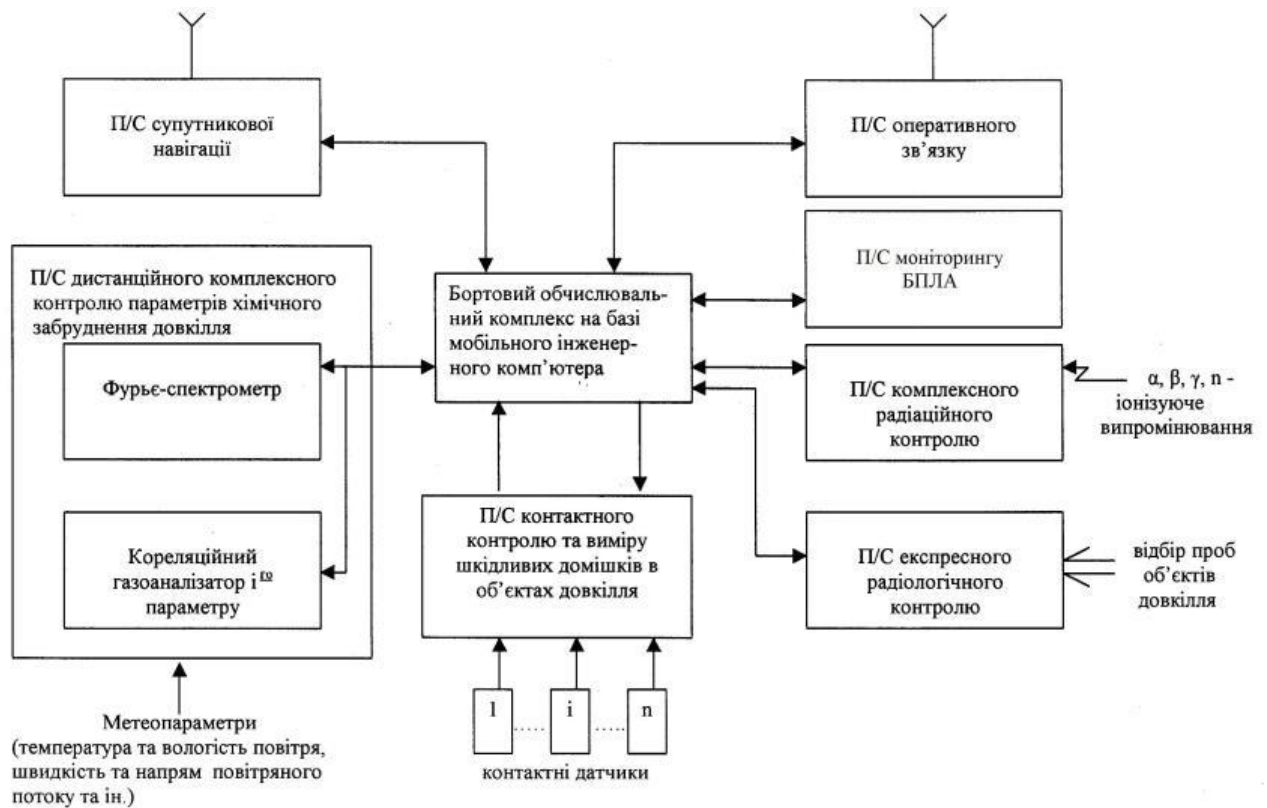


Рис. 7.8 – Структурна схема апаратного оснащення МЛК загальної оцінки та прогнозування радіоекологічних наслідків радіаційних аварій

Пропонується наступний мінімальний склад ПС:

- 1) професійний радіометр-дозиметр ДКС-96 у комплекті з блоками детектування (Г, Б, У, П, М, А, Н);
- 2) дозиметр-радіометр гамма- і бета-випромінювань пошуковий МКС-07 «Пошук» у комплекті (в якості додаткового і резервного);
- 3) комплекти прямопоказуючого індивідуального дозиметру ДКС-02 «Кадмій» (для кожного члена екіпажу).

Для експресного радіологічного контролю ПС повинна здійснювати:

- 1) якісний і кількісний експрес-контроль (включаючи і спектрометричний) забруднення радіонуклідами об'єктів навколишнього середовища (води, ґрунту, кормів, продуктів харчування і т.п.);
- 2) експрес-вимірювання об'ємної радіоактивності радону і супутніх ізотопів під час його розпаду;
- 3) пробовідбір і визначення густини забруднення місцевості.

Мінімальний склад ПС базується на спільних розробках інститутів Національної академії наук України та профільних вітчизняних підприємств (Інституту ядерних досліджень та Інституту фізики напівпровідників НАН України, АТЗТ «Тетра» м. Жовті Води і «Спарінг-Віст» м. Львів):

- 1) портативний радіометр «Бета-МП» для експресного визначення питомої (об'ємної) радіоактивності різних проб;
- 2) мобільний гамма-спектрометр типу СЕГ-2М з власним комп'ютером;
- 3) радіометр об'ємної активності альфа активних аерозолів РГА-09М.

Для дистанційного комплексного контролю параметрів радіонуклідного забруднення навколишнього середовища ПС повинна вирішувати такі завдання:

- 1) дистанційне інтегральне визначення складу забруднюючих радіоактивних компонентів (вимір загального спектру);
- 2) комп'ютерна ідентифікація обмірюваних інтегральних спектрів;
- 3) прецизійне вимірювання змісту визначеного компонента (наприклад, газоаерозолів радіоізотопів йоду, цезію, стронцію, інертних радіоактивних газів тощо, кількісний зміст яких багато в чому характеризує рівень техногенної

діяльності) за допомогою гамма-спектрометра, який повинний характеризуватися високим рівнем інтелектуалізації процесу вимірювань; наявністю функції автоматичного калібрування; алгоритмічною корекцією помилок; лінеаризацією вимірювальних характеристик; адаптацією до реальних умов приведення вимірювань в реальному масштабі часу; виділенням сигналів з фонових за певними ознаками, що становлять науковий інтерес.

Під час реалізації моніторингу необхідно застосовувати персональні каскадні імпактори Marple серії 290 двох типів: шестикаскадні MP-296 і восьмикаскадні MP-298. У якості підложок і фільтра використовується скловолоконний матеріал типу GF-230SEC. Для прокачування повітря зі швидкістю 3,5 л/хв використовується компресор Gilian 3500.

Мобільний комплекс ГІС-моніторингу з використанням безпілотного літального апарату (далі – БПЛА) повинен включати в себе [15]:

1) дистанційно керований БПЛА літакового, вертолітного або квадрокоптерного типу, забезпечений блоками сенсорів (відеокамера, анемометр, датчик тиску, дозиметри, радіометри, датчики небезпечних і шкідливих газів тощо), реєстрації та передачі даних, автопілоту, ручного управління та електричного живлення. За потреби можливі варіанти змінних електронних модулів різних призначень;

2) наземний пункт управління, що повинний мати блоки реєстрації та обробки даних, відображення індикації, управління БПЛА.

Основні технічні вимоги до проєктованого БПЛА:

- можливість ручного дистанційного управління і виконання польоту в автоматичному режимі;

- радіус керованого польоту до 10 км зі швидкістю (60–80) км/год протягом 1 год;

- злітна вага БПЛА – біля 5 кг, корисне навантаження (блоки сенсорів, управління, живлення й ін.) складає (1,5–2,0) кг;

- номінальна напруга живлення знаходиться в діапазоні від 3,4 до 5,5 В;

- струм споживання становить не більше 200 мА.

До складу БПЛА також входить GPS антена і GPS/ГЛОНАСС навігаційний модуль, який визначає географічні координати супутникової антени і передає ці дані за стандартом NMEA, інформація від якого повинна надходити на бортовий мікропроцесор (контролер) (однокристальна мікро-ПОК з RISC архітектурою сімейства micro-ATX виробництва компанії Atmel) та micro-SD карту пам'яті. Мікроконтролер є узгоджуваною ланкою між окремими блоками і управляє його функціями в цілому згідно із записаними в постійно запам'ятовуючій пристрій програмами. Формат збереження файлу повинний відповідати вимогам стандарту KML, тобто збереження даних можуть бути візуалізовані в програмі Google Earth будь-якої актуальної версії. Сигнал формату PPM від приймача пульту дистанційного управління повинний надходити на порт мікроконтролера, в якому декодується програмою.

Основним завданням ПС супутникової навігації повинно бути визначення координат місця розташування, засноване на глобальній навігаційній системі GPS, що складається із сукупності радіонавігаційних супутників, доступних у даному районі. Ці супутники цілодобово забезпечують одержання точної і надійної інформації в будь-якому місці земної поверхні. Навігаційний приймач, встановлений у бортовому комп'ютері МЛК, являє собою багатоканальний навігаційний датчик, що одержує кодові сигнали, передані навігаційними супутниками. Навігаційний приймач має малу вагу, низьку потужність споживання і забезпечує автоматичне настроювання на оптимальне сузір'я супутників, що знаходяться в даний момент у «полі зору». Для навігації використовується американська система глобального позиціонування (GPS) NAVSTAR, але під час майбутнього розгортання може використовуватися і російська система ГЛОНАСС.

Для оперативного зв'язку ПС повинна забезпечувати надійний робочий і аварійний зв'язок екіпажу МЛК з покриттям всієї території України з можливістю передачі-прийому голосового, цифрового і факсимільного зв'язку. Мінімальний склад цієї ПС:

- 1) компактна професійна радіостанція типу KENWOOD 860H, що відповідає

вимогам військового американського стандарту MIL-STD|810D|E;

2) мобільний супутниковий телефон з робочою підтримкою як мінімум двох незалежних операторів, наприклад, Интелсат і Укрсат;

3) індивідуальні мобільні телефони для екіпажу в стандарті GSM 1800.

Для реалізації різних функціональних завдань МЛК шляхом програмної обробки інформації, що надходить від різних ПС та пристроїв і діалогу з оператором, БОК будується на основі сучасної мобільної інженерної системи з LCD-екраном. Такі системи у світовій практиці застосовуються там, де необхідно здійснити збір і обробку сигналів у безпосередній близькості від об'єкта дослідження та в умовах, де застосування звичайних стаціонарних персональних комп'ютерів чи комп'ютерів типу Notebook незручно або неможливо. Мобільні комп'ютерні системи займають проміжне положення між стаціонарними комп'ютерами і портативними ноутбуками, поєднуючи в собі їхні переваги.

Найбільш істотними позитивними властивостями таких мобільних інженерних комп'ютерів є:

1) можливість установки будь-якої процесорної платформи – материнської плати і процесора;

2) можливість установки довільного об'єму оперативної пам'яті й її розширення;

3) можливість використання дискових накопичувачів довільного типу й об'єму;

4) можливість установки плат контролерів і адаптерів та плат розширення введення-виводу, у тому числі АЦП/ЦАП/ЦВВ, та спеціалізованих плат користувача;

5) знижене споживання електроенергії, що дозволяє забезпечити працездатність системи в польових умовах від блоку зовнішніх акумуляторів;

б) спеціальне ударостійке виконання;

7) простота модернізації чи заміни вузлів і блоків.

Пропонований МЛК радіаційного контролю буде відрізнятися від існуючих прототипів наступними параметрами:

- можливістю роботи в екстремальних польових умовах;
- клієнт-сервісу архітектури сервісу;
- проведення безперервних (режим моніторингу) та інтерактивних (експресних) вимірювань;
- збереження виміряних спектрів у незалежній пам'яті (1 Гб пам'яті вистачає на більш як півроку безперервної роботи);
- візуалізація інтегрального і усереднених виміряних значень;
- побудова графіків трендів інтенсивності радіоактивних продуктів аварії (аерозолів і газів) з α - та β -випромінюваннями у точці проведення контролю;
- автоматизоване ведення бази даних радіаційного та радіологічного контролю;
- формування звітів про радіаційний стан навколишнього середовища і документування інформації;
- передача результатів вимірювань на велику відстань від місця радіаційної аварії.

7.3. Розробка концептуальних основ забезпечення еколого-радіаційної безпеки

Під управлінням важкими радіаційними аваріями мається на увазі проведення системи заходів, спрямованих на зниження ймовірності виникнення важкої аварії, підвищення ступеня захищеності соціальної сфери від наслідків небезпечних подій, мінімізацію негативного впливу факторів небезпеки і контроль за дотриманням відповідних норм і правил, передбачені чинним законодавством та іншими нормативними актами.

На рис. 7.9 наведено структурну схему контролю і керування важкими радіаційними аваріями, що складається з комплексу заходів організаційно-виробничого та інженерно-технічного спрямування [17]:

- створення систем (центрів) контролю за безпечним функціонуванням ОУ та розвитком можливих радіаційних аварій з відповідною матеріально-технічною та науково-практичною базою;



Рис. 7.9. Структурна схема контролю і керування важкими радіаційними аваріями

- забезпечення дії системи інформування персоналу і населення, стосовно можливих небезпечних подій та сценарію дій на них;
- забезпечення необхідних умов для можливої екстреної евакуації персоналу і населення в зоні можливого радіаційного ураження та проведення ефективних аварійно-рятувальних робіт;
- проведення на етапах проектування експертизи з питань екологічної безпеки з метою проведення обґрунтованих науково-технічних рішень у відповідності до вимог ядерної та радіаційної безпеки;
- підвищення показників рівня екологічної безпеки ОУ та забезпечення її безпечної експлуатації;
- розробка і впровадження систем ефективного блокування та локалізації осередків радіаційних аварій у межах захисних бар'єрів;
- створення захисних радіаційних бар'єрів та окремих інженерних конструкцій, що запобігають поширенню наслідків важких аварій за межі

промислового майданчика.

Під керуванням важкими радіаційними аваріями мається на увазі проведення системи заходів, спрямованих на зниження ймовірності виникнення тяжкої аварії, підвищення ступеня захищеності соціальної сфери від наслідків небезпечних подій, мінімізацію негативної дії факторів небезпеки та контроль за дотриманням відповідних норм і правил, передбачення чинним законодавством та іншими нормативними актами.

Ризик важкої радіаційної аварії інтерпретувався як імовірнісна міра виникнення події або явища, зокрема, радіаційної аварії на РНО і на спричиненому в цьому разі збитку в екологічній, соціальній та економічній сферах. На рис. 7.10. наведено очікувану дозу опромінення для персоналу, яке знаходиться на осі радіоактивного сліду радіоактивного забруднення.

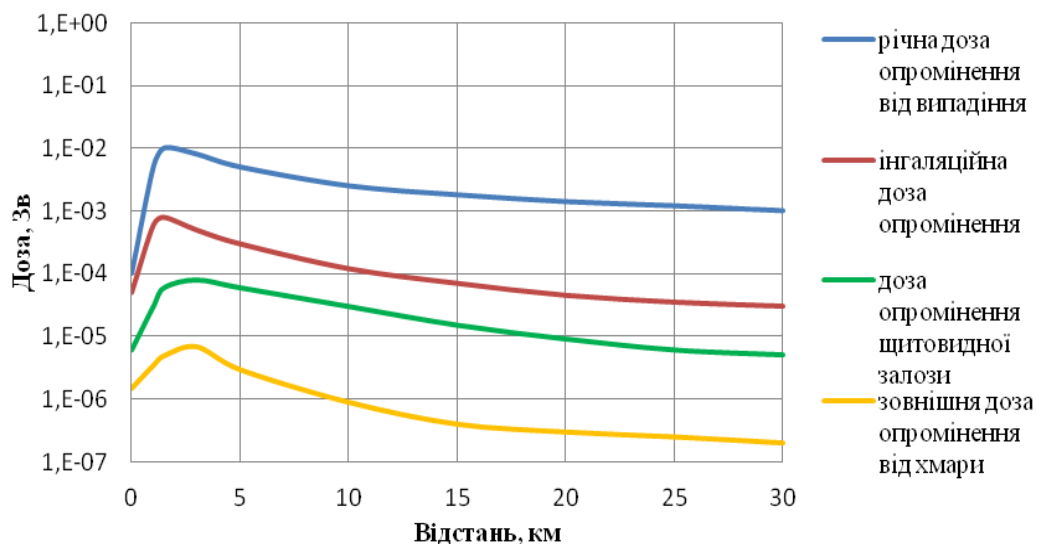


Рис. 7.10. Доза опромінення населення під час важкої аварії на РНО в залежності від відстані до місця радіаційної аварії

Очікувана доза опромінення на осі радіаційного сліду в процесі розвитку важкої аварії і викиду дозоутворюючих радіонуклідів (^{131}I , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{90}Sr , TUE) зі швидкістю 560 мБк/д на максимальну висоту 150 м розраховуються за наступних метеорологічних параметрів (вітер зі швидкістю 3 м/с, категорія стійкості атмосфери С по Пасквіллу). Радіаційно-екологічні наслідки для персоналу, у вищенаведеному випадку (див. рис. 7.10) визначали за формулою:

$$R^e = \prod_{i=1}^S R_i = R_1 R_2 R_3, \quad (7.12)$$

де R_1 – імовірність виникнення важкої радіаційної аварій, обумовленої формуванням і дією радіаційних факторів;

R_2 – імовірність формування дозових навантажень певного рівня;

R_3 – імовірність того, що дозові навантаження призведуть до значного погіршення здоров'я індивідуума.

Імовірність серйозного порушення здоров'я у індивідуума (критичної групи людей) або його загибелі визначали як:

$$R'_3 = r_D H_E, \quad (7.13)$$

де r_D – сумарний коефіцієнт ризику соматичних і генетичних ушкоджень;

H_E – ефективна еквівалентна доза опромінення.

Вірогідність смертельного наслідку для населення в пункті проживання за рік після впливу радіації від важкої аварії розраховували за формулою:

$$R''_3 = \left[\frac{M(N)}{L_t} \right] P_i, \quad (7.14)$$

де $M(N)$ – математичне очікування втрати людей за розглянутий проміжок часу;

L – загальна кількість людей;

t – час статистичних спостережень в роках;

P_i – імовірність знаходження людей в зоні радіаційного впливу.

Величина $M(N)$ визначається за допомогою наступної формули:

$$M(N) = \iint_S \int_{Z_{\min}}^{Z_{\max}} \rho(Z) f(x, y, Z) \Psi(x, y) dZ dx dy, \quad (7.15)$$

де S – площа ЧЗВ;

Z_{\min}, Z_{\max} – відповідно мінімально і максимально можливі інтенсивності забруднення радіоактивними речовинами для розглянутого регіону;

$\rho(Z)$ – параметричний закон враження людей від радіації;

$f(x, y, Z)$ – функція густини розподілу інтенсивності прояву важких аварій Z в межах елементарних площадок з координатами x, y ;

$\Psi(x, y)$ – густина людей в межах даної площі радіоактивного забруднення.

Індивідуальний і колективний довічний ризик виникнення стохастичних (ймовірнісних) ефектів дії радіації знаходили за залежностям (3.1, 3.2).

Радіаційне опромінення персоналу розраховувалося відповідно до (3.3, 3.4)

Рівень радіаційно-екологічного ризику визначали через математичне очікування величини збитку за формулою [18]:

$$R_{mo} = \sum_{p=1}^G R_p^e Y_p, \quad (7.16)$$

де Y_p – величина збитку під час події p -го виду.

Збитки в радіаційно-екологічній сфері передбачають ризики для здоров'я людини (захворюваність, погіршення здоров'я, смертність, евакуація і переселення людей, тощо).

На рис. 7.11 наведено розраховані значення відповідно індивідуального і колективного ризиків для людей, що можуть постраждати від радіаційної аварії в залежності від збитків.

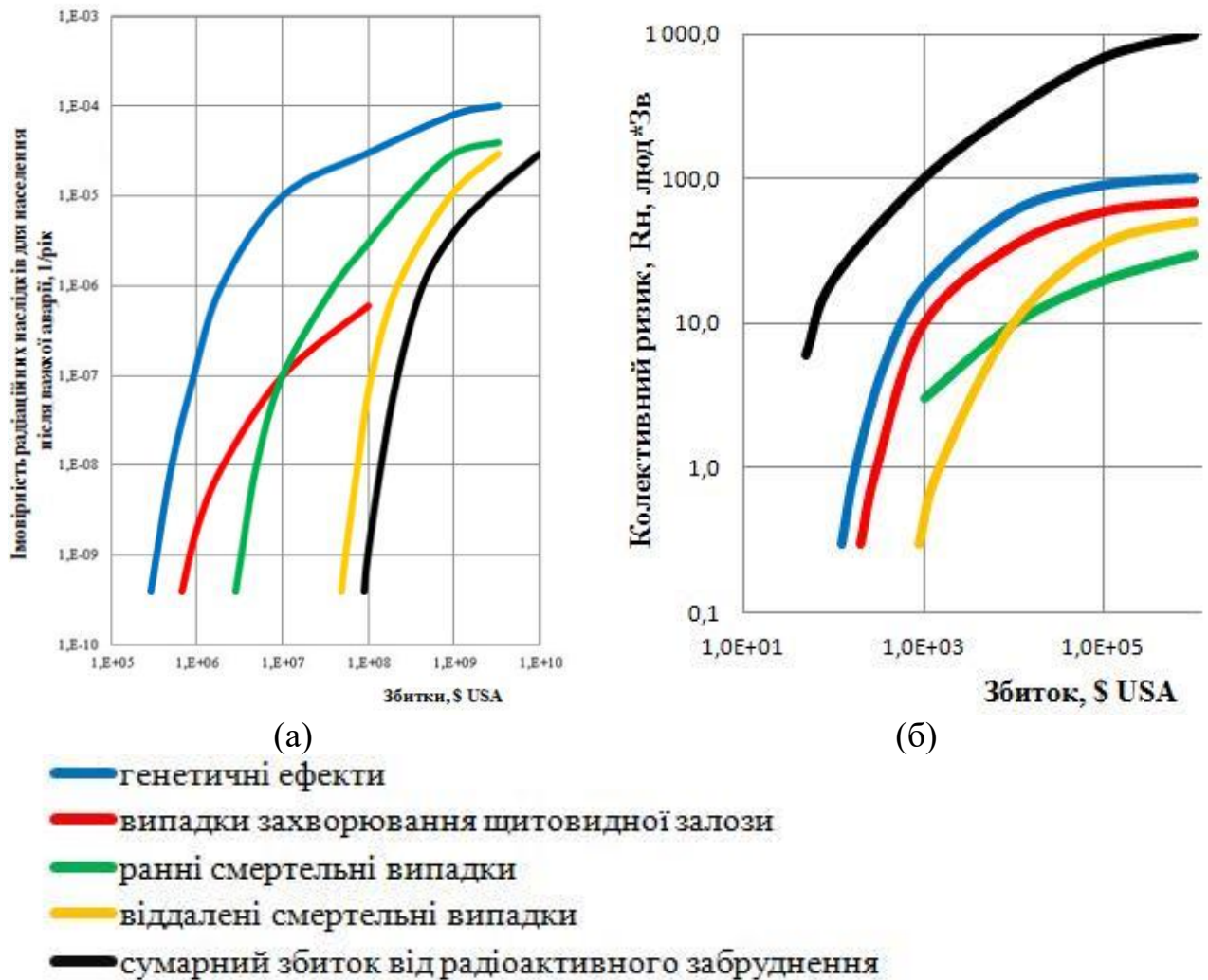


Рис. 7.11. Потенційний індивідуальний (а) і колективний (б) ризик для людей, постраждалих від радіаційної аварії

На рис. 7.12 приведено розрахована залежність протяжності зон радіоактивного забруднення в момент радіаційної аварії на РНО уздовж осі сліду від висоти аварійного викиду і погодних умов [19].

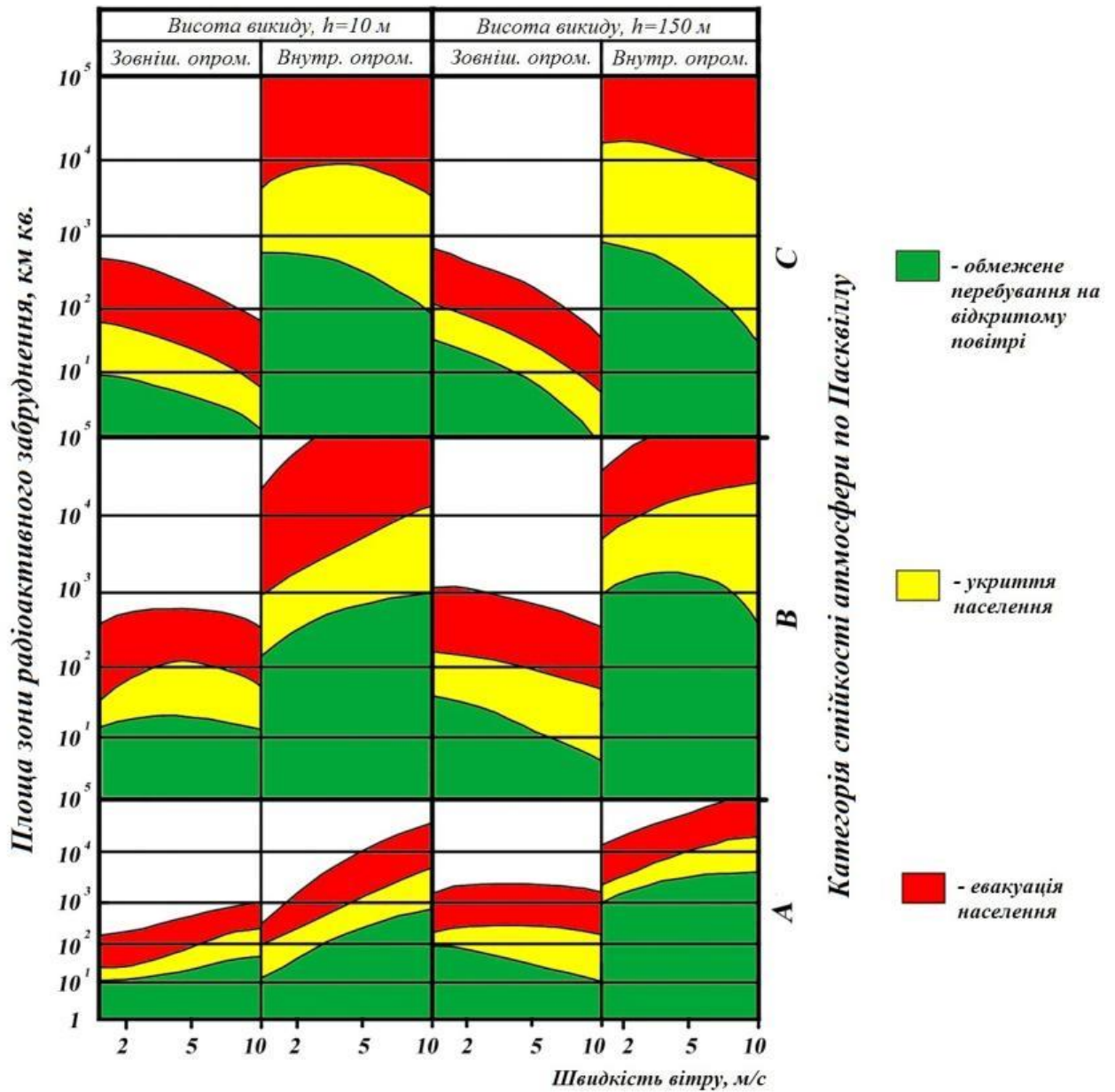


Рис. 7.12. Залежність протяжності зон радіоактивного забруднення в момент радіаційної аварії на ОУ уздовж осі сліду від висоти аварійного викиду і погодних умов

В табл. 7.2 надано дані про прогнозуванню ефективної дози (E) і еквівалентної дози на щитовидну залозу (H) та контрзаходи, що повинні застосовуватися під час аварії на РНО для людей, що знаходяться в ЧЗВ.

Таблиця 7.2

Дані по прогнозуванню ефективної дози (E) і еквівалентної дози на щитовидну залозу (H) і прийняті контрзаходи

| Відстань від ЧАЕС, км | E , Зв | H , Зв | Евакуація | Йодна профілактика | Обмежене перебування на відкритому повітрі |
|-----------------------|----------|----------|-----------|--------------------|--|
| 5 | 8,42E-01 | 1.65E+00 | + | + | + |
| 10 | 8,73E-02 | 9,11E-01 | + | + | + |
| 15 | 6,59E-02 | 8.05E-01 | + | + | + |
| 20 | 5,50E-05 | 7,72E-04 | - | - | + |
| 25 | 3,28E-06 | 6,77E-06 | - | - | + |
| 30 | 7,57E-03 | 5,63E-02 | - | - | + |

На рис. 7.13 наведено розраховані залежності колективного ризику опромінення людей від відстані до місця радіаційної аварії і різних сценаріїв прийняття управлінських рішень.

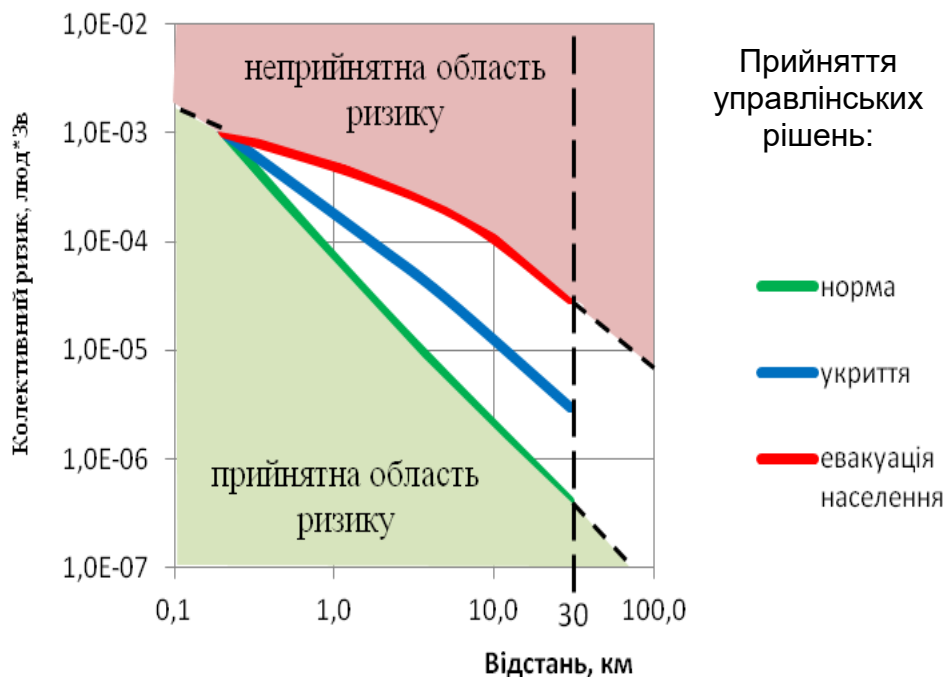


Рис. 7.13. Залежність можливого колективного ризику для людей від відстані та різних сценаріїв прийняття управлінських рішень

ВИСНОВКИ ДО РОЗДІЛУ 7

Сформовані концептуальні основи розробки спеціальних систем контролю за лісопожежною обстановкою в ЧЗВ за допомогою НВЧ радіометра.

Описано тактико-технічні та експлуатаційні характеристики представлених систем контролю та способи їх практичного використання.

Створення МЛК забезпечить оперативний контроль радіаційного стану навколо РНО в аварійних і післяаварійних ситуаціях, дистанційний та контактний контроль радіонуклідів в атмосферному повітрі, ґрунті, воді тощо для прийняття управлінських рішень щодо мінімізації наслідків радіаційних аварій та надзвичайних ситуацій з радіаційно-екологічними небезпечними факторами.

За допомогою сучасної наукоємної апаратури та приладів таких комплексів можна проводити інтегральну оцінку радіаційних ризиків, прогнозувати виникнення та розвиток надзвичайних ситуацій, оперативно здійснювати розробку і впровадження першочергових заходів з ліквідації та пом'якшення можливих наслідків радіаційних аварій.

Розроблено концептуальні основи забезпечення еколого-радіаційної безпеки на основі створеної структурної схеми контролю і керування важкими радіаційними аваріями. Розраховано дози опромінення населення під час важкої аварії на РНО в залежності від відстані до місця радіаційної аварії, значення індивідуального і колективного ризиків для людей, що можуть постраждати від радіаційної аварії в залежності від збитків, залежності протяжності зон радіоактивного забруднення в момент радіаційної аварії на РНО уздовж осі сліду від висоти аварійного викиду і погодних умов, дані про прогнозування ефективної і еквівалентної дози на щитовидну залозу та контрзаходи, що повинні застосовуватися під час аварії на РНО для людей, що знаходяться в ЧЗВ, залежності можливого колективного ризику для людей від відстані та різних сценаріїв прийняття управлінських рішень.

Матеріали досліджень за сьомим розділом представлено у роботах [14–16, 18–35].

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ ДО РОЗДІЛУ 7

1. Азаров С.И. Основные подходы к разработке концепции противопожарной защиты зоны отчуждения ЧАЭС. *Экология АЭС*: сб. матер. науч. сем. Одесса, 1993. С. 10–13.
2. Азаров С.И. Прикашиков А.И., Однолько А.А. Концепция системы обнаружения и сигнализации о пожарах в зоне отчуждения ЧАЭС. *Проблемы Чернобыльской зоны отчуждения*. 1996. Вып. 3. С. 209–214.
3. Азаров С.И. Перспективы применения наземных систем контроля пожароопасности в зоне отчуждения ЧАЭС. *Екологія і ресурси*. 2004. № 9. С. 33–43.
4. Азаров С.И. Общая техническая концепция системы радиоэкологического мониторинга и пожарного предупреждения зоны отчуждения ЧАЭС. *Проблемы Экологии и эксплуатации объектов хозяйства*: труды 8 конф. стран СНГ. Севастополь, 1998. С. 21–24.
5. Азаров С.И. Застосування методів радіохвильового зонування для контролю забруднення атмосферного повітря. *Проблеми Екології і експлуатації об'єктів господарства*: труды 14 конф. стран СНГ. Севастополь, 2004. С. 180–181.
6. Акіньшин В.Д. Кружалов А.В., Частоколенко І.П. Мобільний комплекс радіаційного контролю. Область застосування комплексу. *Пожежна безпека: теорія і практика*. 2010. № 6. С. 4–9.
7. Руководство по мониторингу при ядерных или радиационных авариях: IAEA-TECDOC-1092/R. Вена: МАГАТЄ, 2012.
8. Инструкция по наземному обследованию радиационной обстановки на загрязненной территории. Межведомственная комиссия по радиационному контролю природной среды. М., 1989.
9. Оперативная оценка доз облучения населения при радиоактивном загрязнении территории воздушным путем: Методические указания МУ 2.6.1.2153-06. М., 2007.
10. Критерии оценки экологической обстановки территорий для выявления

зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия. Минприроды РФ. М., 1992.

11. 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.

12. ГОСТ 27451–87. Средства измерений ионизирующих излучений. Общие технические условия.

13. Белов Я.Ю. Богорад В.І., Литвинська Т.В. та ін. Аналіз досвіду використання мобільних лабораторій радіаційного контролю. *Ядерна та радіаційна безпека*. 2013. № 4(56). С. 53–58.

14. Азаров С.І. Сидоренко В.Л., Єременко С.А. Концепція мобільної лабораторії комплексної оцінки та прогнозування надзвичайних ситуацій. *Актуальні проблеми управління у сфері цивільного захисту*: матер. І Всеукр. наук.-практ. конф. (Харків, 5 жовтня 2012 р.). Харків, 2012. С. 9–14.

15. Сіднев О.Б. Венгер Є.Ф., Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Єременко С.А. Концепція мобільного лабораторного комплексу загального контролю й оцінювання наслідків радіаційних аварій. Матер. 13 Всеукр. конф. рятувальників. (Київ, 20–22 вересня 2011 р.). Київ, 2011. С. 403–407.

16. Азаров С.І. Сидоренко В.Л., Єременко С.А., Бикова О.В. Концепція мобільної лабораторії комплексної оцінки та прогнозування надзвичайних ситуацій. *Техногенна безпека: теорія, практика, інновації*: зб. тез другої міжнар. наук.-практ. конф. (Львів, 12–13 травня 2011 р.). Львів: ЛДУ БЖД, 2011. С. 3–5.

17. Азаров С.И. Принципы защиты населения от аварий в зоне размещения АЭС. *Проблемы пожарной безопасности*: матер. наук.-практ. конф. Київ, 1995. С. 259–261.

18. Наукові засади захисту населення і територій від наслідків лісових пожеж з радіаційно небезпечними факторами: монографія / С.І. Азаров, С.А. Єременко, В.Л. Сидоренко, О.М. Смірнова, М.В. Білошицький, Є.А. Власенко, А.В. Пруський, Ю.П. Середя; за заг. ред. П.Б. Волянського. Київ: ТОВ "Інтердрук", 2016. 203 с. С. 166–184.

19. Мінімізація радіаційних наслідків лісових пожеж після Чорнобильської катастрофи на основі еколого-інформаційного моніторингу: монографія / О.І. Бондар, С.І. Азаров, В.М. Ващенко, В.І. Паламарчук, В.Л. Сидоренко; за заг. наук. ред. О.І. Бондаря. Херсон: Грінь Д.С., 2016. 300 с. С. 217–248.

20. Серета Ю.П., Сидоренко В.Л. Про можливість використання НВЧ-радіометра для захисту лісів від пожеж. *Екологічна безпека держави*: Збір. тез доп. XI всеукр. наук.-прак. конф. молод. учених та студ. (Київ, 20 квітня 2017 р.) Київ, 2017. С. 225–226.

21. Сидоренко В.Л., Азаров С.І., Серета Ю.П. Концепція системи контролю за лісопожежною ситуацією у зоні Чорнобильській зоні. Зб. наук. праць V всеукр. з'їзд екологів з міжнар. уч. (Вінниця, 23–26 вересня 2015 р.). Київ, 2015. С. 221.

22. Азаров С., Сидоренко В., Єременко С., Бикова О. Концепція мобільної лабораторії комплексної оцінки та прогнозування надзвичайних ситуацій. *Надзвичайна ситуація*. 2014. № 6(199). С. 48–49.

23. Азаров С.І., Сидоренко В.Л. Комплексний екологічний моніторинг навколишнього середовища в регіоні за допомогою мобільної лабораторії. *Ідеї академіка В.І. Вернадського та проблеми сталого розвитку регіонів*: матер. XV міжнар. наук.-прак. конф. (Кременчук, 7–8 червня 2013 р.). Кременчук, 2013. С. 62.

24. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Демків А.М. Розробка радіоекологічної ГІС у районі розташування радіаційно небезпечних об'єктів. *Проблеми екологічної безпеки*: зб. тез доп. XIV міжнар. наук.-техн. конф. (Кременчук, 12–14 жовтня 2016 р.). Кременчук, 2016. С. 13.

25. Сидоренко В.Л., Азаров С.І. Концептуальні засади розробки системи комплексного моніторингу зони радіаційної аварії. *Вісник Кременчуцького Національного університету імені Михайла Остроградського*. 2017. Вип. 1(2017). № 102. С. 82–87.

26. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Єременко С.А., Бикова О.В. Концепція мобільної лабораторії комплексної оцінки та прогнозування надзвичайних ситуацій. *Вісник Львівського державного університету безпеки*

життєдіяльності. 2011. Т. 4.1, № 5. С. 7–9.

27. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Задунай О.С. Перспективи використання безпілотних літальних апаратів під час проведення ліквідації наслідків надзвичайних ситуацій. *Вчені записки ТНУ імені В.І.Вернадського. Серія: Технічні науки*. 2018. Том 29(68). № 1, 2018. Частина 1. С. 11–16.

28. Азаров С.І., Литвинов Ю.В., Сіднев О.Б., Сидоренко В.Л. Мобільний лабораторний комплекс радіаційного контролю. *Екологічні науки*. 2013. Вип. 2(2013(4)). С. 36–44.

29. Азаров І., Сидоренко В., Серeda Ю. Використання безпілотного літального апарата як засобу дистанційного моніторингу надзвичайних ситуацій. *Безпека життєдіяльності*. 2015. № 2. С. 30.

30. Сидоренко В.Л., Серeda Ю.П., Азаров І.С. Применение авиационной системы для патрулирования и мониторинга лесных пожаров в Чернобыльской зоне. *Предупреждение и ликвидация чрезвычайных ситуаций: методы, технологии, проблемы и перспективы*: сб. матер. II Междунар. заоч. науч.-прак. конф. (Беларусь, Минск, 28 июня 2018 г.). Минск, 2018. С. 151–155.

31. Сидоренко В.Л., Азаров І.С., Мінська Ю.Ю. Екологічний моніторинг зони надзвичайної ситуації за допомогою безпілотного літального апарату. Зб. наук. праць V всеукр. з'їзд екологів з міжнар. уч. (Вінниця, 23–26 вересня 2015 р.). Київ, 2015. С. 249.

32. Сидоренко В.Л., Серeda Ю.П., Мінська Ю.Ю., Азаров С.І. Теоретичні основи розробки системи комплексного моніторингу зони радіаційної аварії. *Науковий збірник ІДУЦЗ*. 2015. № 3. С. 117–131.

33. Сидоренко В.Л., Азаров С.І. Концептуальні засади розробки системи комплексного моніторингу зони радіаційної аварії. *Вісник КрНУ*. 2017. Вип. 1(2017). № 102. С. 82–87.

34. Сидоренко В.Л., Задунай О.С., Азаров І.С. Система інформаційної підтримки процедур прийняття управлінських рішень щодо попередження пожеж у Чорнобильській зоні відчуження. *Пожежна безпека: проблеми та перспективи*: зб. тез доп. Всеукр. наук.-прак. конф. (Харків, 1–2 березня 2018 р.). Харків:

НУЦЗУ, 2018. С. 200–203.

35. Сидоренко В.Л., Азаров С.І., Власенко Є.А. Удосконалення національної системи контролю за аварійно-радіаційним станом об'єктів Чорнобильської зони відчуження. *Проблеми цивільного захисту населення та безпеки життєдіяльності: сучасні реалії України*: матер. IV Всеукр. заоч. наук.-прак. конф. (Київ, 20 квітня 2018 р.). Київ: НПУ імені М.П. Драгоманова, 2018. С. 116–117.

ВИСНОВКИ

В дисертаційній роботі на основі абстрагування й узагальнення результатів проведених теоретичних та експериментальних наукових досліджень надано нове розв'язання актуальної науково-прикладної проблеми комплексного вирішення певних аспектів захисту довкілля від техноприродних загроз, що створюють РНО і явища у ЧЗВ, що в сукупності забезпечує належний рівень моніторингу і менеджменту екологічної безпеки зазначеної території. Отже, одержані нові наукові і практичні результати викладено нижче.

1. Аналіз сучасного стану еколого-радіаційного забруднення лісів та території ЧЗВ показав, що близько 1 млн га лісу залишаються забрудненими радіонуклідами техногенного походження, особливо ліси полісся України, Житомирської, Рівненської, Київської областей. Еколого-радіаційну загрозу навколишньому середовищу становить і РНО, що розташовані у ЧЗВ, особливо ОУ та СВЯП-1, на яких можливо виникнення аварії з викидом радіоактивних речовин. Існує проблема поводження з РАВ у ЧЗВ. Потребують пильної уваги питання протипожежного стану лісів у ЧЗВ, розробки та впровадження спеціалізованої більш ефективної системи протипожежної охорони, так як щороку у ЧЗВ відбуваються лісові пожежі, що негативно впливають на рівень екологічної безпеки зазначеної території. Тому одним із головних завдань є раннє виявлення причин виникнення лісових пожеж, мінімізація їх наслідків та забезпечення радіаційного захисту як учасників гасіння цих пожеж, так і населення від негативного впливу радіоактивної хмари. Основними причинами виникнення пожеж на території ЧЗВ є навмисний підпал (47%) і необережне поводження з вогнем (26%).

2. Розроблено методикку дослідження виникнення та розвитку пожежі в приміщеннях ОУ, за допомогою якої можна визначити пожежну небезпеку ОУ з подальшим її впливом на довкілля. Розроблено методологічні засади наукового обґрунтування рівня екологічної небезпеки ОУ, що надало змогу прогнозувати ступінь впливу небезпечних радіаційних подій на довкілля. Доповнено, уточнено та конкретизовано принципи виконання аналізу безпеки СВЯП-1 з урахуванням

міжнародного досвіду. Запропоновано алгоритм виконання аналізу безпеки експлуатації та критерії прийняття рішень з безпеки СВЯП-1. Доведено, що рішення про підвищення рівня безпеки СВЯП-1 має враховувати всі можливі аспекти, (нормативні, детерміністичні, ймовірнісні, радіаційні, експлуатаційні, економічні тощо). Набув подальшого розвитку метод аналізу ієрархій для ухвалення зваженого та обґрунтованого рішення, запропоновано вагові коефіцієнти з розглянутих аспектів, розроблено базові шкали і матриця для ухвалення рішень. Удосконалено методику дослідження лісових пожеж у ЧЗВ та радіаційно-екологічних наслідків від них. Застосовано метод чисельного моделювання поширення димової хмари з використанням чисельних моделей, що достатньо адекватно описують динаміку її утворення. Також визначено методику вимірювань РПЗ та контрольно-вимірювальне обладнання для проведення натуральних (польових) і лабораторних досліджень. Розроблено методику оцінки впливу радіаційних факторів під час лісових пожеж на організм людини.

3. Проведено моделювання викиду у повітря радіонуклідів під час пожежі на ОУ. Розраховано значення густини випадіння РПЗ під час локальної пожежі на ОУ. Знайдено характерні залежності хмари РПЗ. Візуалізовано густину поверхневого забруднення. Запропонована модель процесу тепломасообігу в СВЯП дає можливість із заданим значенням розрахувати теплотехнічну надійність об'єкта. Одержано результати досліджень основних аварійних процесів в БВ СВЯП-1. Проведено теплофізичний аналіз безпеки ЗПА з тривалим знеструмленням і накладенням некомпенсованої течії для басейну витримки СВЯП. Доведено, що без здійснення заходів з управління аварією вона може перейти у важко аварійну стадію. Розроблено інформаційну модель виникнення і розвитку лісової пожежі та схематичну структуру зони лісової пожежі. Отримано результати моделювання низової лісової пожежі хвойних лісів і розрахунку основних характеристик у залежності від маси ЛГМ. Підтверджено правильність вибору базової система рівнянь мезомасштабної моделі в атмосферному пограничному шарі для відтворення локальних атмосферних процесів на обмеженій території. Змодельовано динаміку переміщення димової хмари в

просторі та зміни густини випадіння летких частинок РПЗ на сліді димового шлейфу.

4. Розроблено схему надходження РПЗ в організм людини та оцінено їх вплив. Отримані результати показують, що максимальна доза не перевищує 50 мЗв, а розмір ризику $5 \cdot 10^{-5} \text{ рік}^{-1}$ під час локальної пожежі в ОУ. Прямі вимірювання аварійних викидів РПЗ під час пожежі в прим. 402/3 показали, що середні величини об'ємної активності радіонуклідів перевищували допустимі концентрації для персоналу категорії А, а під час пожежі в прим. 805/3 не перевершували нормативи. Встановлено, що ефективна інгаляційна доза, під час пожежі в прим. 402/3, може скласти 3,39 Зв, що більше допустимої індивідуальної дози внутрішнього опромінення персоналу категорії А, а під час пожежі в прим. 805/3 – на порядок менше. Доповнено, уточнено та конкретизовано принципи виконання аналізу безпеки ОУ з урахуванням міжнародного досвіду і досягнутого рівня безпеки. Запропоновано алгоритм виконання аналізу безпеки експлуатації та критерії прийняття рішень з безпеки ОУ. Рішення про підвищення рівня безпеки ОУ має враховувати всі можливі аспекти, (нормативні, детерміністичні, ймовірнісні, радіаційні, експлуатаційні, економічні тощо). В цьому разі необхідно звертатися до математичних моделей підтримки ухвалення рішень. Тому набув подальшого розвитку метод аналізу ієрархій для ухвалення зваженого та обґрунтованого рішення, запропоновано вагові коефіцієнти з розглянутих аспектів, розроблено базові шкали і матриця для ухвалення рішень. Запропонована методологія математичного моделювання технічного стану складного комплексу НБК–ОУ дозволяє з обґрунтованим ступенем точності оцінити основні показники його надійності.

5. Проведено оцінювання радіаційних небезпек СВЯП «мокрого» типу та їх екологічних наслідків, а саме: екологічних наслідків під час експлуатації об'єкта, безпеки басейну витримки в умовах невизначеності, надійності конструкції і теплофізичної безпеки басейну витримки, вибухопожежної небезпеки в процесі зберігання відпрацьованого ядерного палива.

6. Науково обґрунтовано доцільність застосування методології прикладного

системного аналізу (системно-структурної парадигми) для дослідження процесу поводження з РАВ, що надало змогу розуміти цей процес як систему зі статичними і динамічними властивостями та враховувати її в загальній системі комплексної екологічної безпеки.

7. Проведені натуральні дослідження лісових пожеж у ЧЗВ за допомогою сучасного аналітичного обладнання дозволили отримати показники радіоактивного забруднення навколишнього середовища. За результатами лабораторних досліджень змодельовані процеси високотемпературної сублимації горючого лісового матеріалу та виносу ^{137}Cs у повітря. Проведений порівняльний аналіз результатів натуральних і лабораторних досліджень з відомими вогневими контрольованими лісовими пожежами показав незначну відмінність отриманих даних. Розраховано колективні дози опромінення критичної групи населення. Отримано дані про колективний радіаційний ризик ураження для населення в місцях, що піддалися забрудненню техногенними радіонуклідами. Визначено збиток від радіації для населення України від пожеж у лісах, забруднених техногенними радіонуклідами.

8. Розроблено концепцію побудови технічної системи екологічного моніторингу ЧЗВ на основі НВЧ радіометра, що зможе забезпечити раннє виявлення небезпечних подій і ситуацій на території, що контролюється, та вчасно проводити превентивні заходи. Сформовано стратегічні напрями вдосконалення мобільної лабораторії комплексної оцінки та прогнозування надзвичайних ситуацій для забезпечення оперативного контролю радіаційного стану навколо РНО в аварійних і післяаварійних ситуаціях. Обґрунтовано концептуальні основи системи менеджменту еколого-радіаційних небезпек ЧЗВ, що дає змогу забезпечити інформаційно-технічну підтримку ступеня обґрунтованості прийняття управлінських рішень в критичних ситуаціях.

9. Окремі результати дисертаційної роботи (в основному методики та рекомендації) впроваджено в діяльність організацій і установ, що прямо або побічно мають відношення до проблеми екологічної безпеки ЧЗВ. Результати зазначених досліджень можуть бути застосовані і для інших РНО і не тільки ЧЗВ.

ДОДАТКИ

Додаток А

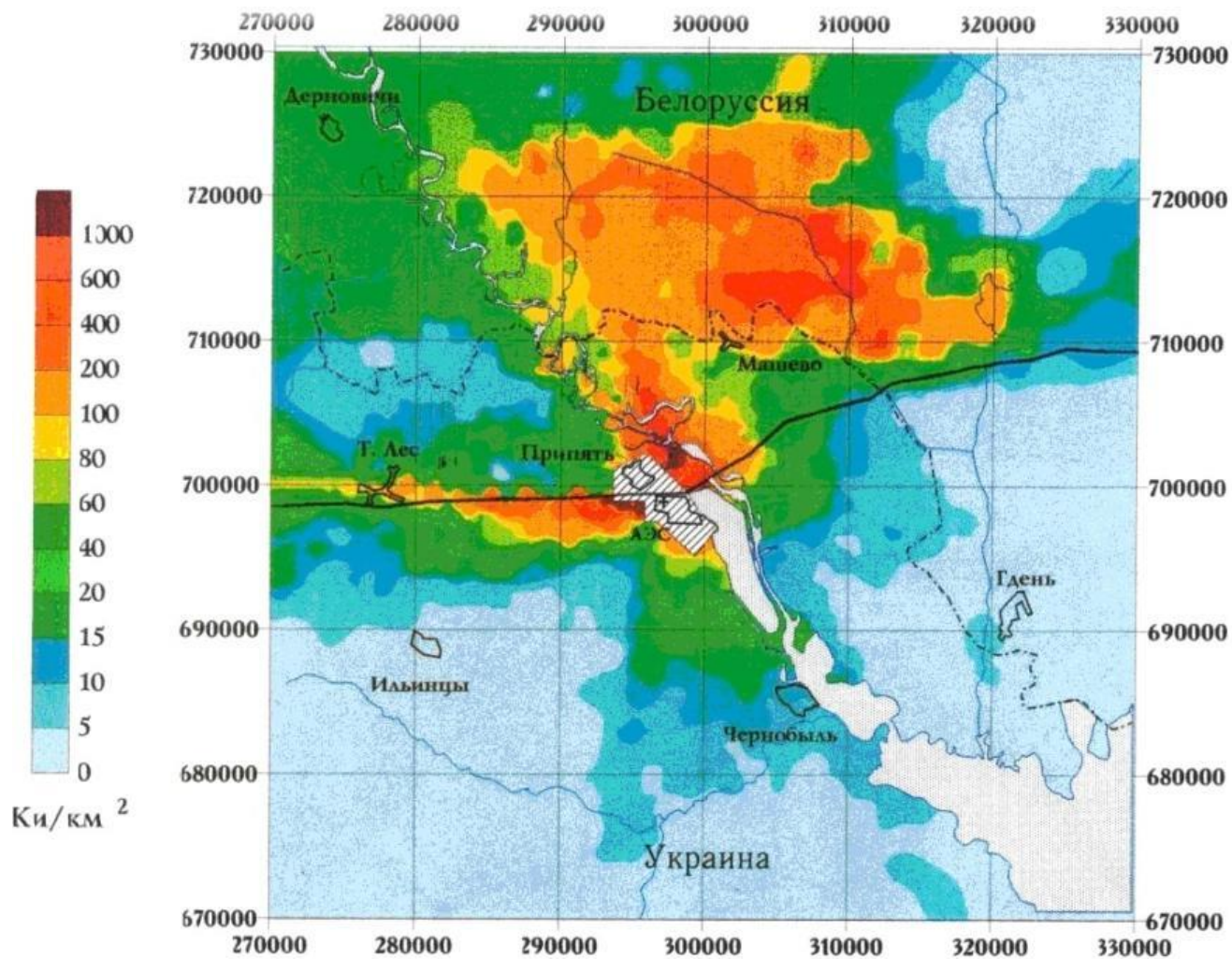


Рис. А.1. Карта-схема густини забруднення цезієм (^{137}Cs) у Зоні відчуження

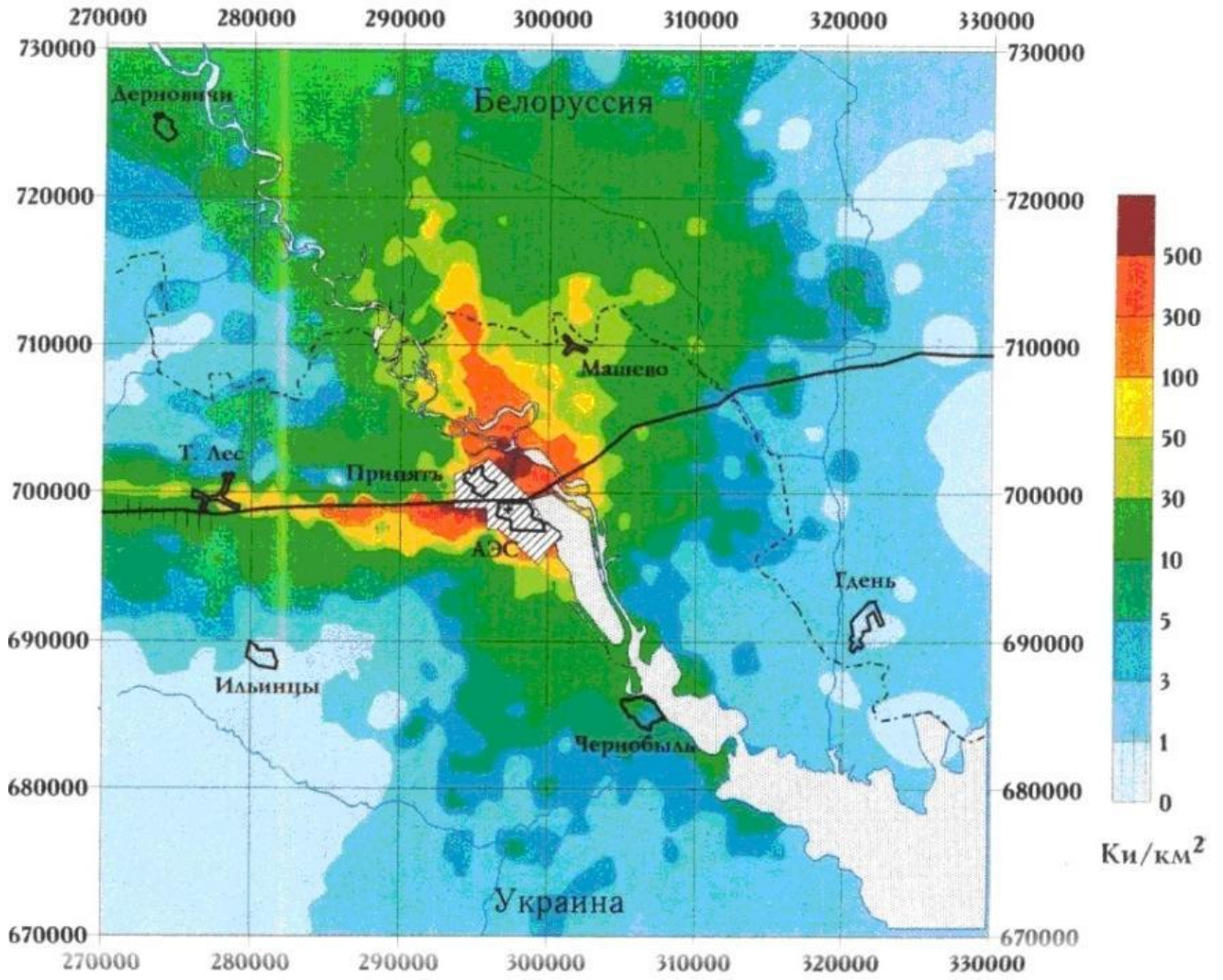


Рис А.2. Карта-схема густини забруднення стронцієм (^{90}Sr) у Зоні відчуження

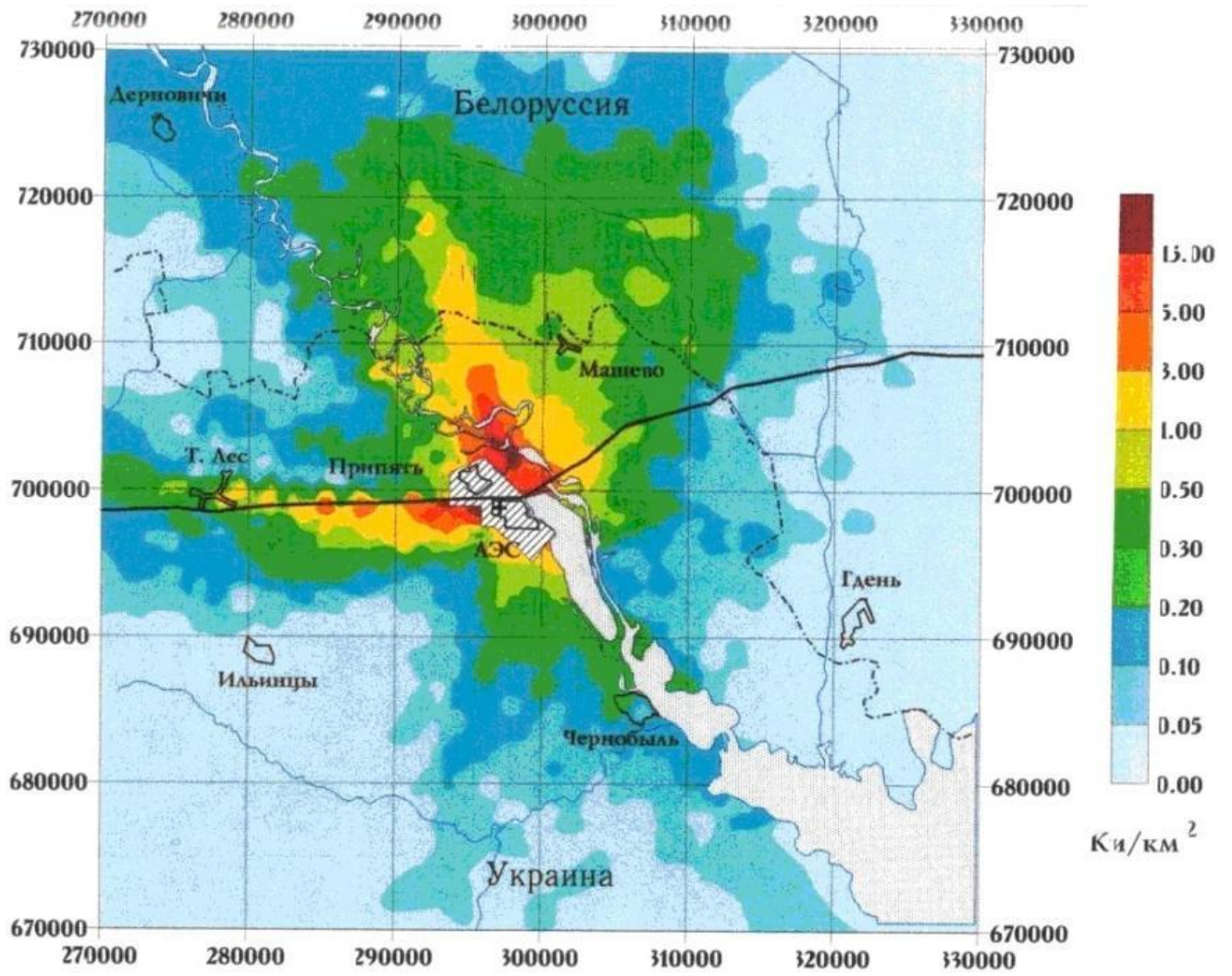


Рис. А.3. Карта-схема густини забруднення плутонієм ($^{239+240}\text{Pu}$) у Зоні відчуження



Рис. А.4. Горіння узлісся у ЧЗВ



Рис. А.5. Наслідки лісової пожежі у ЧЗВ

Додаток Б

Короткі метеорологічні, ландшафтні та лісопожежні характеристики ЧЗВ

ЧЗВ знаходиться на території України і відноситься до Полісся. Кліматичні умови українського Полісся в значній мірі визначаються впливом Атлантики. У зв'язку з цим зима тут порівняно м'яка. Середня температура найбільш холодного місяця (січня) складає мінус (4–5) °С. Підвищення температури починається у березні і більш інтенсивно – у квітні (на (6–8)°С за кожний місяць).

Найбільш висока температура у цій зоні буває у липні – (17–18)°С. У цей же період відмічаються максимальні температури – (35–36)°С. Тільки в окремі роки максимальні температури спостерігалися не в липні, а у серпні. Осінню помітне зниження температури починається з вересня. Найбільше зниження температури характерне для жовтня-листопада (до 6°С за місяць). Мінімальні температури спостерігаються у лютому – мінус (22–25)°С. Період без морозів складає (160–170) діб.

На території регіону середньорічна сума опадів складає 600 мм, з коливаннями в окремі роки в межах (400–900) мм. Більша частина опадів – до 70% річної суми – випадає у теплий період, причому їх розподіл по місяцям нерівномірний: у травні – 50 мм, червні – (80–100) мм, липні – 100 мм, серпні – (60–70) мм. Максимальні місячні суми опадів складають (150–200) мм. Протягом теплої періоду року з квітня по жовтень випадає (400–500) мм опадів.

Самим холодним місяцем є січень, самим теплим – липень. Середньомісячна температура січня дорівнює –6,6 °С, липня – 19,1 °С. Середня добова амплітуда повітря для січня складає 5,7 °С, липня – 11 °С, а максимальна добова амплітуда у січні – 28,1 °С, в липні – 18,2 °С.

Середньорічна швидкість вітру складає 4,2 м/с. Найбільші значення середньомісячні швидкості вітру досягаються у зимовий період – до 5,1 м/с. Влітку середньомісячні швидкості вітру знаходяться у межах (3,4–3,7) м/с.

Переважним напрямком вітру є північно-західний (17%).

Для оцінки природної пожежонебезпечності рослинного покриву в межах ЧЗВ необхідно знати метеорологічну інформацію за умовами погоди та провести класифікацію рослинного покриву.

Погодні умови, які безпосередньо впливають на здатність лісових горючих матеріалів до горіння є другим після наявності джерел вогню чинником, який зумовлює виникнення лісових пожеж. Погода – найбільш мінливий фактор протягом пожежонебезпечного сезону порівняно з джерелами вогню та лісовими горючими матеріалами, тому виникнення пожежі в першу чергу пов'язане з погодою компонентою. Зазначене обумовлює важливість наявності достовірної та своєчасної інформації про зміни погоди в лісгоспі, що дозволить оцінити ймовірність виникнення пожежі, швидкість її розповсюдження та прийняти адекватні контрзаходи щодо гасіння пожежі. На рис. Б.1. представлена середньомісячна температура повітря в ЧЗВ.

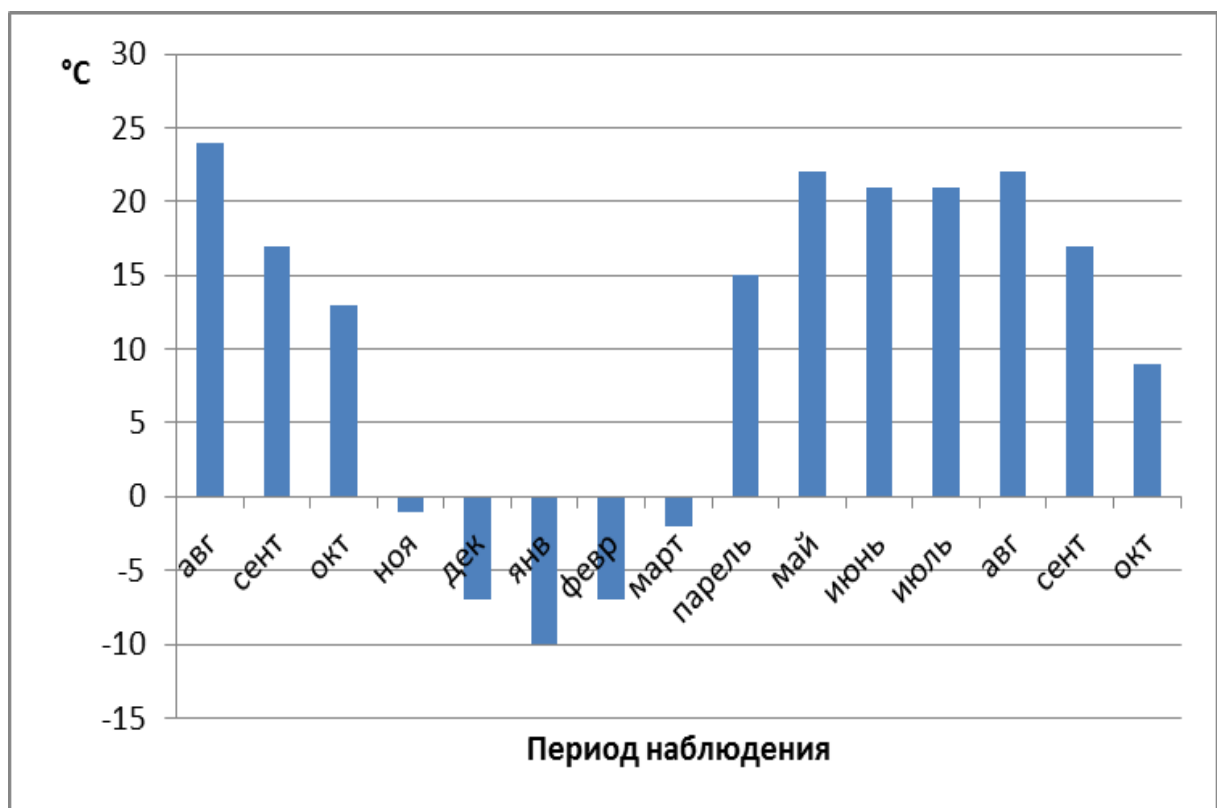


Рис. Б.1. Середня температура повітря в Зоні відчуження

На рис. Б.2. наведені кругові діаграми рози вітрів і середні швидкості вітру.

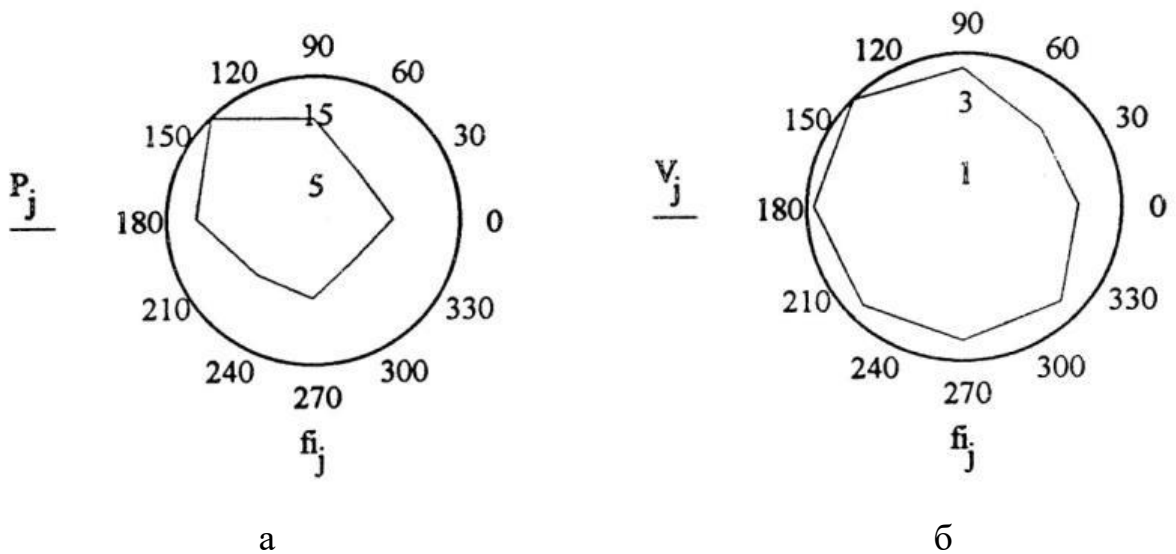


Рис. Б.2. Кругові діаграми рози вітрів (а) і середньої швидкості вітру (б)

Для оцінки лісопожежного стану необхідно знати динаміку зміни вмісту вологи в лісових горючих матеріалах і температуру верхнього шару лісової підстилки (на глибині 1–3 см), що характеризує займистість лісової пожежні навантаги. На точність оцінки динаміки зволоження (висихання) ЛГМ найбільше впливає періодичність і точність обліку опадів і відносної вологості повітря. Основна складність полягає в тому, що метеослужби не вимірюють безпосередньо вологість ЛГМ. Для оцінки вмісту вологи вводиться різного роду узагальнення погодних показників, що статистично пов'язані з вмістом вологи в ЛГМ. Точний підхід спричиняє значні похибки в оцінці вмісту вологи в них.

Нині для непрямой оцінки вмісту вологи в ЛГМ застосовується комплексний погодний показник – коефіцієнт пожежної небезпеки (далі – КПН) або його модифікації. Для розрахунку КПН необхідні щоденні метеодані про температуру повітря, точку роси та добову суму опадів:

$$G(i)_{\text{КПН}} = \delta_0 G(i-1) + t(i) [t(i-1) - r(i)], \quad (\text{Б.1})$$

де $G(i-1)$ – коефіцієнт пожежної небезпеки попереднього дня;

$t(i-1)$, $t(i)$ – температура повітря попереднього та поточного дня;

δ_0 – коефіцієнт обліку опадів, рівний нулю, якщо сума опадів за добу ≥ 3 мм,

рівний 1, якщо сума опадів < 3 мм;

$r(i)$ – точка роси за термін спостереження найближчий до 12 годин.

Область можливих значень КПН розбиваються на 5 інтервалів, номер яких визначає клас пожежної небезпеки в лісі за умовами погоди: 1 клас – [0–300], 2 клас – [300–1000], 3 клас – [1000–4000], 5 клас – [4000–10000]. Межі класу корегуються з врахуванням місцевих умов.

Основним джерелом інформації у цих дослідженнях є архівні дані. Ступінь пожежної небезпеки ділянок лісу визначається на основі шкали оцінки лісових ділянок за мірою небезпеки виникнення в них пожеж (табл. Б.1).

Таблиця Б.1

Шкали оцінки лісових ділянок за мірою небезпеки виникнення пожежі

| Клас пожежної небезпеки | Об'єкт загоряння (типи лісу, категорії насаджень) | Найбільш вірогідні види лісової пожежі, умови і тривалості їх можливого виникнення | Міра пожежної небезпеки |
|-------------------------|---|--|-------------------------|
| I | Ялинники, березовий гай, вільшняки | Лише за особливо несприятливих погодних умов | Низька |
| II | Сосняки, ялинники, змішані з листяними породами | В період літньої пожежної небезпеки | Нижче середнього |
| III | Сосняки і ялинники | Низові та верхові пожежі в період літньої пожежної небезпеки | Середня |
| IV | Сосняки з сосновим підліском | Низові пожежі протягом всього пожежонебезпечного періоду, і верхові в період літньої пожежної небезпеки | Вище середнього |
| V | Хвойні молодняки сосняки | Протягом всього пожежонебезпечного періоду – низові пожежі, а на лісовій ділянці з деревостоєм – верхові | Висока |

Залежно від характеру та масштабів радіаційних наслідків лісові пожежі підрозділяються на 3 категорії: локальна (1), середня (2) і велика (3).

Локальна лісова пожежа в ЧЗВ – це така пожежа, при якій кількість

радіоактивних продуктів згоряння, які надходять в атмосферу, не перевищує встановлених контрольних значень. Середня – це така пожежа, при якій область забруднення радіоактивними продуктами згоряння виходить за передбачені межі, але локалізується в довколишній зоні, причому їх концентрація може перевищувати $ДК_B$ у повітрі. Велика – це така пожежа, при якій область забруднення радіоактивними продуктами згоряння виходить за межі ЧЗВ при рівні сумарного опромінення населення протягом року більше 1 мЗв. У табл. Б.2 надані параметри лісових пожеж різної категорії, розраховані по формулах.

Таблиця Б.2

Параметри лісових пожеж різної категорії

| Категорія лісової пожежі | 1 | 2 | 3 |
|---|----------------------|---------------------|---------------------|
| Густина забруднення ґрунту ^{137}Cs , Кі/км ² | 1,0 | 1 | 100 |
| Потужність теплового джерела, кВт | $2\text{--}10^7$ | $8\text{--}10^8$ | $5\text{--}10^9$ |
| Висота димової завіси, км | 0,5–1,0 | 1,5–2,5 | 3,0–4,0 |
| Довжина шлейфу, км | 3–5 | 15–20 | 25–30 |
| Площа пожежі, Га | <10 | 50–100 | <200 |
| Тривалість пожежі, год | 2–3 | 4–6 | ~10 |
| Потужність дози, Зв/год | $3,1 \cdot 10^{-11}$ | $2,3 \cdot 10^{-9}$ | $1,5 \cdot 10^{-6}$ |

Оцінка коефіцієнта пожежної небезпеки, виконана за період спостережень 2009–2011 р. у ЧЗВ наведена в табл. Б.3.

Таблиця Б.1.3

Середньомісячні значення КПН лісових масивів,
що використовували в ЧЗВ в різні роки

| Місяць | 2009 | 2010 | 2011 |
|----------|------|------|------|
| Квітень | 244 | 105 | 145 |
| Травень | 240 | 250 | 348 |
| Червень | 120 | 150 | 880 |
| Липень | 550 | 1610 | 233 |
| Серпень | 320 | 490 | 170 |
| Вересень | 220 | 412 | 190 |

На підставі розрахованих значень, наведених у табл. Б.3 випливає, що найбільший рівень лісопожежної небезпеки був у серпні 2009 року.

Аналіз середніх багаторічних даних обліку лісопожежного показника

Нестерова показав, що 28% днів пожежонебезпечного сезону в ЧЗВ характеризується середньою та високою пожежною небезпекою, а найбільш небезпечна погода формується в квітні, травні та серпні, коли (38–46)% днів належить до середнього та вищого класу пожежної небезпеки. У червні, липні та вересні напруженість дещо знижується – кількість днів з небезпекою вище середньої становить (25–30)% від загальної кількості днів у цих місяцях.

Впливовим чинником, що погіршує лісопожежний стан, є високий клас пожежної небезпеки насаджень, який відображає переважання в Поліссі пірологічно небезпечних хвойних насаджень. Штучні 20–40-річні, чисті за складом, спрощені за структурою соснові насадження в більшості належать до 1–2 класу пожежної небезпеки, в яких низові пожежі можливі протягом усього пожежонебезпечного сезону, а в періоди пожежних максимумів з'являється загроза верхових пожеж. Середній клас пожежної небезпеки насаджень регіону за шкалою І.С. Мелехова становить 2.1. На рис. Б.3 наведено статистичні дані по локалізації лісових пожеж ДСВ КЛП «Чорнобиль-ліс» у ЧЗВ у період з 2000 по 2005 роки по місяцях.

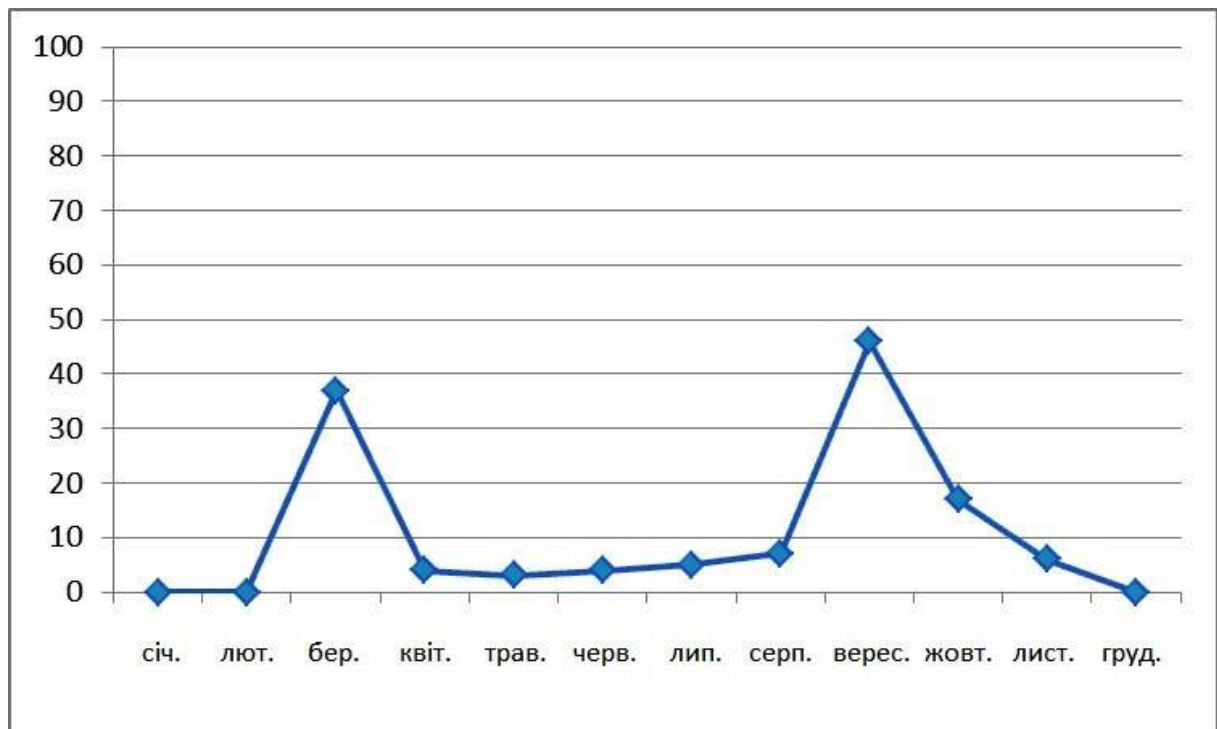


Рис. Б.3. Динаміка локалізації лісових пожеж у ЧЗВ за період 2000–2005 роки

За даними спостережень статистики лісових пожеж (див. рис. Б.3) помітно два пожежонебезпечних піки: орієнтовано у період з 15–20 березня до 20–25 квітня та з 10 до 15–20 вересня.

Імовірність виникнення пожежі та її вид обумовлюються ще одним важливим чинником – особливостями ЛГМ. Інтенсивність їх накопичення та запасу на певній ділянці лісу зумовлюється типом лісу, віком насаджень та лісівничим доглядом. В зонах з густиною забруднення 15 Кі/км^2 , де лісогосподарські заходи законодавчо заборонені та, відповідно, не проводилися після аварії, в лісових насадженнях відбувається інтенсивне падіння дерев та захаращення насаджень. Найбільш пожежонебезпечними в регіоні є сосняки лишайникові, верескові, зеленомохові, злакові. У випадку посухи пожежі можуть виникати у вологих та сирих типах лісів з переважанням у покриві зозулиного льону, сфагнумів та осоки.

Основні рослинні асоціації за ступенем пожежної небезпеки було диференційовано на 3 класи (або ступені) з високою, середньою та низькою пожежонебезпечністю. Так, усі листяні ліси та частина соснових характеризуються низьким ступенем пожежонебезпеки. Вони розташовані в зоні відповідно на ділянках з великою зволоженістю або навіть на заболочених територіях. Зокрема, площа, що зайнята сосною у зоні зміни гідрологічного режиму, становить $114,9 \text{ км}^2$, а покрита листяними лісами у тих же умовах – $80,9 \text{ км}^2$.

Значну пожежну небезпеку, з гідрологічної точки зору, становить рослинність на луках і чагарниках. Їх площа, за винятком луків, досягає 1040 км^2 . Особливо небезпечними потенційними центрами горючості є ділянки з сухими ґрунтами. Про це свідчать і статистичні дані пожеж у межах території ЧЗВ. Саме на цей клас просторових або природних об'єктів припадає переважна більшість зареєстрованих загорянь.

До районів високих значень пожежної небезпеки необхідно віднести практично всі сухі соснові деревостани, що інтенсивно пошкоджені сосновим шовкопрядом або кореневою гусінню. Перші з них площею $4,7 \text{ км}^2$ стали

практично суцільним сухостоєм. Інші території віднесено до проміжного ступеня природної пожежної небезпеки.

Для раннього виявлення джерел загоряння лісових масивів і визначення місця розташування найбільш пожежонебезпечних ділянок був розроблений алгоритм багатокритеріальної оцінки пожежної небезпеки. Спрощений алгоритм можна представити наступним чином.

На першому етапі визначають пожежотехнічні характеристики та рівень забруднення радіонуклідами території. Для цього лісові масиви умовно розбивають на круги діаметром не більше 30 км і радіально-кільцевою мережею на сектори. У кожному із секторів, знаходять модифікації ландшафтів – безліч елементів x_i , тобто:

$$X = \{x_i \in N\}, \text{ де } i = 1, 2, \dots \dots \dots, n. \quad (\text{Б.2})$$

Далі визначають фактори пожежної небезпеки – множину елементів y_j :

$$Y = \{y_j \in N\}, \text{ де } j = 1, 2, \dots \dots \dots, m, \quad (\text{Б.3})$$

причому $M < N$.

Програмний комплекс системи аналізує наступні фактори пожежної небезпеки:

1. Пожежотехнічні характеристики ландшафтів:

- пожежну навантагу (запас фітомаси);
- агрегатний стан горючого матеріалу;
- температуру самозаймання;
- температуру займання під впливом вогню та ін.

2. Показники пожежної небезпеки контрольованого сектора:

- температуру та вологість повітря;
- кількість днів без опадів та ін.

3. Причини виникнення лісової пожежі:

- зовнішні (природні та техногенні явища);

- внутрішні (антропогенні явища);
- комбінації подій.

На другому етапі складається структурна матриця, елементами стовпців якої є Y , а елементами рядків X :

$$Y = \Delta X, \quad (\text{Б.4})$$

Тут Δ – матриця коефіцієнтів розмірністю $(n \times m)$. Оскільки чинники, що аналізуються, взаємозв'язані один з одним і мають різну фізичну розмірність, то на даному етапі кожен чинник перетвориться в безрозмірний вигляд за допомогою виразу:

$$\bar{X}_i = \frac{1}{X_{n_i}^2 + 1}, \quad (\text{Б.5})$$

де X_{n_i} – нормована величина.

Потім для значення \bar{X}_i формується структурна матриця безрозмірних величин:

$$Y = \Delta \bar{X}, \quad (\text{Б.6})$$

На третьому етапі проводиться ранжирування елементів матриці з рівняння (Б.4) за допомогою вагових коефіцієнтів K_j і визначається сума рангів для кожного рядка по формулі:

$$Y_j = \sum_{i=1, j=1}^{N, M} \text{rang } K_j \bar{X}_i, \quad (\text{Б.7})$$

Після чого виробляється порівняльна оцінка схильності модифікації ландшафтів у даному секторі до пожеж в умовних одиницях міри пожежної небезпеки: I – відсутній, II – мала, III – середня, IV – висока, V – надзвичайна. Наприклад, у табл. Б.4 представлено дані за оцінкою схильності ландшафтних урочищ ЧЗВ до пожеж.

Шкала оцінок схильності ландшафтних урочищ ЧЗВ

| № з/п | Сектор, град. | Модифікації ландшафтних урочищ | | | | |
|-------|---------------|--------------------------------|--------------|--------------|-----|---------------------|
| | | Трав'яний покрив | Сосновий ліс | Листяний ліс | Лук | Болото і торф'яники |
| 1 | 0–10 | I | II | I | I | I |
| 2 | 10–20 | III | IV | V | III | III |
| 3 | 20–30 | II | III | V | III | III |
| 4 | 30–40 | III | III | III | III | III |
| 5 | 40–50 | I | II | IV | II | I |
| 6 | 50–60 | II | IV | II | II | IV |
| 7 | 60–70 | III | III | III | II | I |
| 8 | 70–80 | I | I | II | I | I |
| 9 | 80–90 | I | I | II | I | II |
| 10 | 90–100 | I | I | I | I | II |
| 11 | 100–110 | I | I | I | I | II |
| 12 | 110–120 | I | I | I | I | II |
| 13 | 120–130 | III | II | I | III | III |
| 14 | 130–140 | II | I | I | I | II |
| 15 | 140–150 | III | IV | I | II | III |
| 16 | 150–160 | III | III | I | II | III |
| 17 | 160–170 | IV | V | I | III | I |
| 18 | 170–180 | I | II | I | I | I |
| 19 | 180–190 | I | II | I | I | I |
| 20 | 190–200 | I | II | I | I | I |
| 21 | 200–210 | I | III | I | III | I |
| 22 | 210–220 | I | II | I | I | I |
| 23 | 220–230 | I | IV | I | II | I |
| 24 | 230–240 | V | V | I | V | I |
| 25 | 240–250 | V | V | II | V | II |
| 26 | 250–260 | V | V | II | IV | II |
| 27 | 260–270 | I | I | I | I | I |
| 28 | 270–280 | II | I | I | I | I |
| 29 | 280–290 | V | V | II | IV | IV |
| 30 | 290–300 | V | V | III | I | IV |
| 31 | 300–310 | I | I | I | I | II |
| 32 | 310–320 | I | I | II | II | II |
| 33 | 320–330 | I | I | II | I | II |
| 34 | 330–340 | I | II | II | I | II |
| 35 | 340–350 | I | II | II | I | II |
| 36 | 350–360 | I | III | II | I | II |

Оцінка отриманих даних показала, що у межах ЧЗВ лише 48% територій характеризується відсутністю пожежної небезпеки. Частина території, що залишилася, відноситься до середньої (38%) і високої (14%) категорій схильності до пожежі. Крім того, з представлених модифікацій ландшафтних урочищ найбільш пожежонебезпечними є сосновий ліс (більше 44%) і трав'яний покрив (30%) (рис. Б.4).

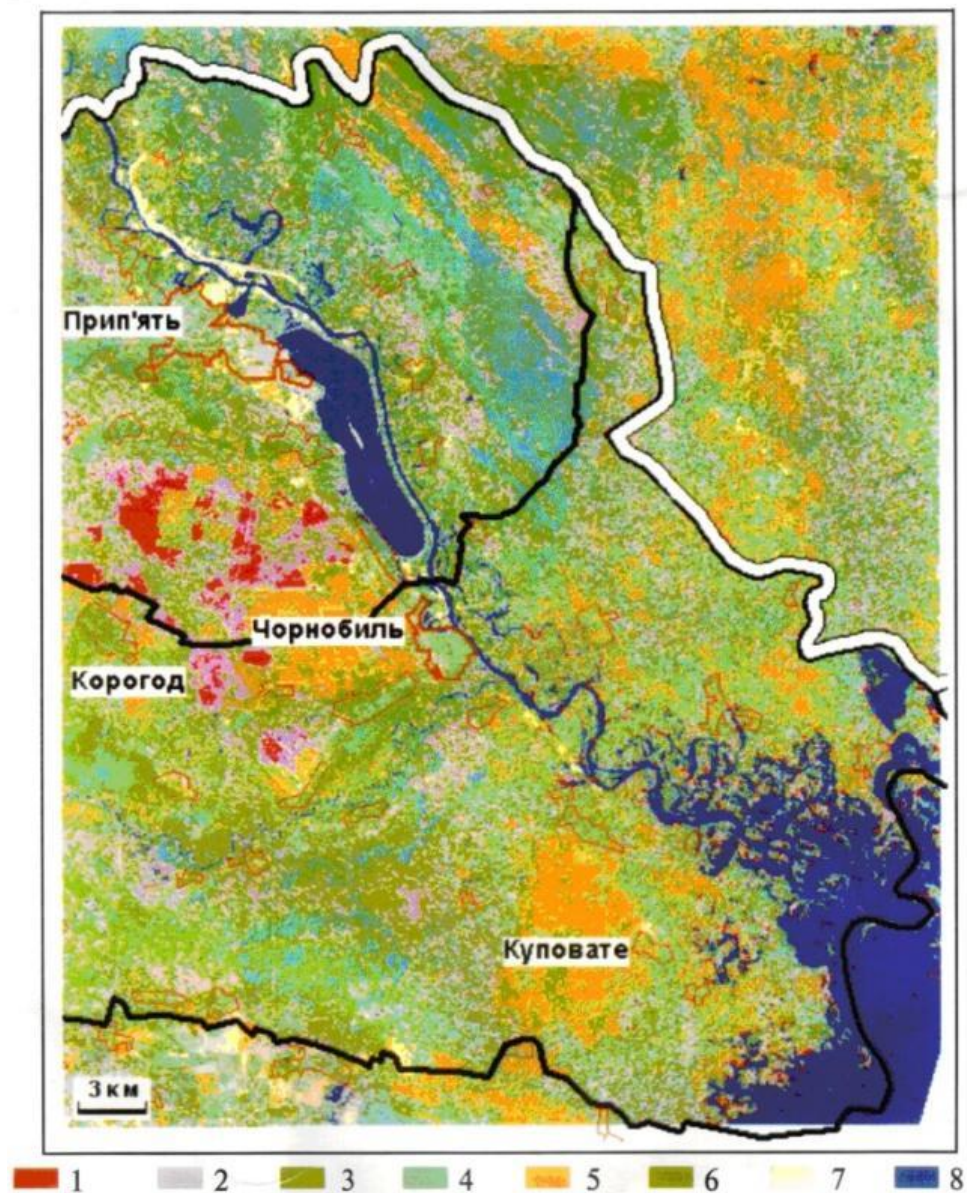


Рис. Б.4. Схема природної пожежної небезпеки Зони відчуження і прилеглих територій, де 1–6 – ступені пожежної небезпеки у відповідності до стану рослинності на момент зйомки: 1–3 – для соснових лісів: 1 – висока, 2 – середня, 3 – порівняно низька; 4 – для листяних лісів (низька); 5, 6 – для перелогів, луків, зварників: 5 – висока, 6 – середня; 7 – вода; 8 – пісок та відкриті піщані ґрунти

В той же час порівняльний аналіз даних показує, що пожежонебезпечні зони приурочено, як правило, до місцевостей найбільшого забруднення ^{137}Cs , наприклад, у секторах $0-60^\circ$ і $320-360^\circ$ з рівнем забруднення більше 100 Кі/км^2 .

У зв'язку з цим необхідно підсилити протипожежні заходи для запобігання пожеж (обробка розчинами, що скріплюють ґрунт, зволоження ґрунтів шляхом підйому рівня ґрунтових вод, створення мінеральних смуг тощо). Отриманні данні, наведені в табл. Б.4, порівнювали (рис. Б.4) з результатами дистанційного зондування ЧЗВ за допомогою космічних знімків.

Розглядаючи аварійні ситуації в якості основної версії, було прийнято, що незважаючи на переважний напрямок вітру – північно-західний, однак враховуючи, що найбільшу небезпеку може представляти південний-південно-східний напрямок, у разі якого радіоактивна хмара буде переноситися вітром у напрямку м. Києва, більшість розрахунків було направлено на прогнозування і оцінку наслідків якраз цієї ситуації.

В якості характерних окремо були розглянуті середні багаторічні умови і випадки холодного і теплого періоду року. Величина швидкості вітру на висоті флюгера (10 м) для холодного періоду приймалась рівною 5 м/с , а для теплого періоду року – $3,5 \text{ м/с}$, а середньорічна – $4,2 \text{ м/с}$. Шереховатість поверхні у регіоні, що розглядається, характеризувалась параметром $z_0 = 0,1$.

В якості впливу характерних погодних умов розглядалось декілька варіантів категорій стійкості за класифікацією Пасквілла-Тернера.

На сьогодні прийнято розрізняти сім класів стійкості атмосфери, характеристики яких наведено у табл. Б.5. Стійкий стан (стратифікація) атмосфери несприятливий під час викидів із джерел, розташованих біля поверхні землі, причому в умовах слабкого підняття РПЗ, що викидаються, а також у випадках, коли поряд із джерелом розташовані високі споруди або джерело розміщене у глибокій вузькій долині. У випадку ж викиду на велику висоту стійка стратифікація навіть сприяє віддаленню максимуму приземної концентрації від джерела і зниження його абсолютного значення (за рахунок метеорологічного розбавлення).

Таблиця Б.5

Характеристика, опис і позначення класів стійкості

| Якісна характеристика стійкої атмосфери | Типічна швидкість вітру, м/с | Опис | Вертикальний градієнт температури, °С/100 м | Позначення | | Імовірність проявлення у Чорнобильській зоні, % |
|---|------------------------------|-----------------------------------|---|------------|-----------------|---|
| | | | | Пасквілл | Пасквілл-Тернер | |
| Дуже нестійкий стан, сильно розвинута конвекція | 1 | Сильно сонячна, літня тиха погода | < -1,9 | A | 1 | 14,3 |
| Нестійкий стан, помірна конвекція | 2 | Сонячно і тепло | -1,9...-1,7 | B | 2 | 28,6 |
| Трохи нестійкий стан, слаба конвекція | 5 | Перемінна хмарність протягом дня | -1,6...-1,5 | C | 3 | 7,9 |
| Нейтральний стан | 5 | Хмарний день або хмарна ніч | -1,4...-0,5 | D | 4 | 17,1 |
| Трохи стійкий стан, слаба стійкість | 3 | Перемінна хмарність протягом ночі | -0,4...+1,5 | E | 5 | 8,4 |
| Стійкий стан, помірна стійкість | 2 | Ясна ніч | 1,6...4,0 | F | 6 | 22,7 |
| Дуже стійкий стан, сильна стійкість | 2 | Ясна ніч | > 4,0 | G | 7 | 8,0 |

У разі нестійкої стратифікації максимальна приземна концентрація РПЗ досягається поблизу джерела, а абсолютне значення її суттєво більше, ніж у першому випадку, але і швидко падає з віддаленням від джерела у напрямку вітру. За нейтральної стратифікації відстань до максимуму приземної концентрації більше, ніж за нестійких умов, а його абсолютне значення – менше.

Туман у шарі перемішування суттєво погіршує умови поширення РПЗ, сприяючи його концентруванню поблизу поверхні навколо джерела викиду. У рамках моделі для гладкого аналітичного розрахунку категорій стійкості за Пасквіллом табличні дані, що характеризують категорії, були згладжені чисельно, у відповідності з табл. Б.6.

Таблиця Б.6

Табличні дані, які характеризують категорії

| Категорії | А | А–В | В | Д–С | С | С–Д | Д | Е | Ф |
|------------------------|---|-----|---|-----|---|-----|---|---|---|
| $K_{\text{Пасквілла}}$ | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 |

Вночі:

$$K_1 = \frac{2 \cdot 110 \cdot 23/3,1416}{\left(23^2 + 4(R_D - 2,7)^2\right) + 1}. \quad (\text{Б.8})$$

Вдень:

$$K_1 = \frac{6 - 4}{\left(1 + \exp\left(\frac{R_D + 2}{0,4}\right)\right) + 4}, \quad (\text{Б.9})$$

$$K_2 = \frac{4 - 3}{\left(1 + \exp\left(\frac{R_D - 48}{3}\right)\right) + 3}, \quad (\text{Б.10})$$

$$K_{\text{Пасквілла}} = \frac{K_1 - K_2}{\left(1 + \exp\left(\frac{V - 4}{0,7}\right)\right) + K_2}, \quad (\text{Б.11})$$

де R_D – величина сонячної радіації, що надходить;

V – швидкість вітру на висоті 10 м.

Сонячна радіація, що надходить вдень, і радіаційний баланс вночі розраховуються за методом, що враховує стандартні дані мережевих метеостанцій. Цей метод не вимагає спеціальних вимірювань і тому найбільш придатний для практичних розрахунків. Величину сонячної радіації, що надходить, A , мВт/см², обчислюють за формулою:

$$A = a A_0, \quad (\text{Б.12})$$

де a – фактор ослаблення короткохвильової сонячної радіації хмарністю:

$$a = 1 - 0,175N - 0,0341N^2 - 0,00245N^3, \quad (\text{Б.13})$$

де N – загальна хмарність за десятибальною шкалою;

A_0 – сонячна радіація з безхмарним небом, мВт/см².

Для зимових умов за наявності снігу A_0 розраховується за наступною формулою:

$$A_0 = \frac{-25,658 - 119,56}{1 + \exp\left(\frac{h_s - 26,061}{17,697}\right) + 119,56}. \quad (\text{Б.14})$$

Для літнього періоду використовується інша формула:

$$A_0 = \frac{-22,09 - 104,03}{1 + \exp\left(\frac{h_s - 26,683}{17,574}\right) + 104,03}. \quad (\text{Б.15})$$

Для умов нічного часу існує своя формула:

$$A = -3,6 \frac{1 - N}{10} \frac{Abs(h_s)}{Abs(V_{cd})}, \quad (\text{Б.16})$$

де V_{cd} – кут нахилу сонця опівночі розраховується за формулою:

$$V_{cd} = 23,5 \sin\left(2\pi \frac{Ч_d}{V87}\right) - (90 - H_d), \quad (\text{Б.1.17})$$

де $Ч_d$ – число днів від весняного рівнодення;

H_d – ширина ділянки дозоутворення.

Для описання розподілу РПЗ за розмірами на основі дослідних даних було запропоновано використовувати нормально-логарифмічний розподіл:

$$f(R) = \frac{1}{s\sqrt{2\pi}R} \exp\left[-\frac{(\ln R - \ln R_m)^2}{2s^2}\right], \quad (\text{Б.18})$$

де R_m – медіанний радіус частинки;

$s=0,6$ – середньоквадратичне відхилення.

В табл. Б.7 наведено дані про радіонуклідний склад паливних і конденсованих частинок, які знаходяться у радіоактивних продуктах.

Таблиця Б.7

Середній радіонуклідний склад паливних частинок

| Радіонуклід | Паливні частинки | | | | | | Конденсовані частинки | | | | |
|-------------|------------------|------------------|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-----------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| | ⁹⁵ Ze | ⁹⁵ Nb | ⁹⁵ Ru | ¹³⁴ Cs | ¹³⁷ Cs | ¹⁴⁴ Ce | ⁹⁰ Sr | ¹⁰⁶ Ru | ¹³⁴ Cs | ¹³⁷ Cs | ¹⁴⁴ Ce |
| Вміст, % | 1,2 | 2,6 | 22 | 4,2 | 10 | 60 | 1,6 | 15 | 21,4 | 58 | 3,8 |

Розподіл фракцій паливних частинок за їх еквівалентним діаметром d_e і відповідні відносні маси m радіоактивних пилових частинок, а також відповідні швидкості їх осідання w_g і постійні вимивання опадами Λ приймаємо такими, як наведено у табл. Б.8.

Таблиця Б.8

Відносна маса m радіоактивних пилових частинок всередині димової хмари, їх еквівалентний діаметр d_e , швидкість осідання w_g та інтенсивність вимивання опадами Λ

| | | | | | | |
|-----------------|--------|------|--------|--------|------|--------|
| m | 0,35 | 0,27 | 0,08 | 0,05 | 0,09 | 0,16 |
| d_e , мкм | 6,5 | 17 | 27 | 30 | 32 | 49 |
| w_g , м/с | 1,5E-3 | 9E-3 | 2,1E-2 | 2,6E-2 | 3E-2 | 7,2E-2 |
| Λ , 1/с | 1,5E-4 | 3E-4 | 4E-4 | 4E-4 | 4E-4 | 4E-4 |

Швидкість сухого осідання w_g , м/с розраховували за формулами:

$$w_g = 30000 \rho d^2 \text{ якщо } d < \frac{1,15 \cdot 10^{-3}}{\rho^{1/3}}, \quad (\text{Б.19})$$

$$w_g = 34 \rho^{2/3} d \text{ якщо } \frac{1,15 \cdot 10^{-3}}{\rho^{1/3}} < d < \frac{2,13 \cdot 10^{-2}}{\rho^{1/3}}, \quad (\text{Б.20})$$

де ρ – густина частинок речовини;

d – діаметр частинок, які введені в базу даних моделі.

Інтенсивність осадження РПЗ з атмосфери на ґрунт обумовлюється в основному двома факторами: «сухим» (гравітаційним) турбулентним осадженням і вимиванням опадами. Крім того, осадження здійснюється і за рахунок конденсації парів на листках, траві і ґрунті, а також завдяки процесам дифузії.

Під час вибору метеорологічних умов для проведення розрахунків приходиться стикатися з певними труднощами внаслідок непередбаченості погодних умов в момент передбачаємого інциденту (аварії, пожежі тощо). Тому результати розрахунків базуються на певній статистиці і носять характер математичного очікування.

Швидкість сухого осадження v_d залежить від розмірів частинок. Так, для субмікронних частинок $v_d \leq 10^{-3}$ м/с, що дозволяє їм розсіюватися на відстані порядку (500–1000) км, для частинок розмірами порядку 1 мкм $v_d \leq 10^{-2}$ м/с і дальність їх розсіювання досягає (100–500) км, а для «важких» частинок більших розмірів осадження може складати величину до 2 м/с, що примушує їх осідати в безпосередній близькості від джерела викиду. Вимивання РПЗ опадами дуже ефективний механізм очищення атмосфери. На процес вимивання впливають тип і інтенсивність опадів, а також такі характеристики РПЗ, як змочуваність, розчинність і розміри частинок. Середнє значення коефіцієнта вимивання Λ складає величину порядку $(10^{-4}–10^{-7})$ 1/с. На рис. Б.5 наведено залежність швидкості «сухого» осадження основних дозоутворюючих радіонуклідів.

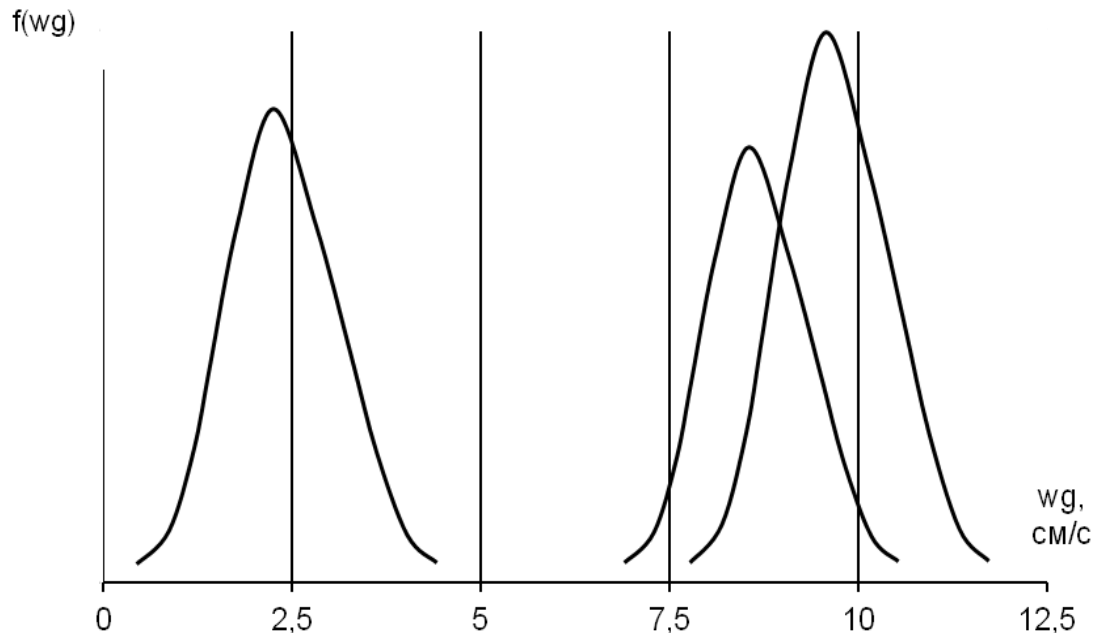


Рис. Б.5. Швидкість «сухого» осадження основних дозоутворюючих радіонуклідів

Додаток В

Таблиця В.1

Залежність питомої критичної навантаги $g_{кр}$, кг/м³ (на стандартній деревині), від об'єму приміщення V і частки площі пройм F_{II}

| F_{II} , % | V , м ³ | | | |
|--------------|----------------------|------|------|------|
| | 162,4 | 545 | 5750 | 1150 |
| 0 | 0,25 | 0,25 | 0,5 | 0,5 |
| 5 | 0,75 | 1,0 | 1,25 | 1,5 |
| 10 | 3,5 | 4,0 | 4,25 | 4,5 |
| 20 | 7,8 | 8,0 | 8,25 | 8,5 |
| 30 | 9,0 | 9,1 | 9,3 | 9,5 |

Таблиця В.2

Діаметр відсікання частинок і коригуючий коефіцієнт Канінгема каскадного імпактора SA 235 для 50% ефективності осадження сферичних частинок з густиною 1 г·см⁻³ за нормальних умов

| № каскаду | 1,133 м ³ (40 CFM) | | 0,566 м ³ (20 CFM) | | Геометричне стандартне відхилення |
|-----------------|-------------------------------|---------------------------------|-------------------------------|---------------------------------|-----------------------------------|
| | D_{p50} , мкм | Коригуючий коефіцієнт Канінгема | D_{p50} , мкм | Коригуючий коефіцієнт Канінгема | |
| 1 | від 7,2 до ∞ | 1,02 | від 10,2 до ∞ | 1,02 | 1,34 |
| 2 | від 3,0 до 7,2 | 1,06 | від 4,2 до 10,2 | 1,04 | 1,50 |
| 3 | від 1,5 до 3,0 | 1,11 | від 2,1 до 4,2 | 1,08 | 1,49 |
| 4 | від 0,95 до 1,5 | 1,17 | від 1,3 до 2,1 | 1,13 | 1,50 |
| 5 | від 0,49 до 0,95 | 1,33 | від 0,69 до 1,3 | 1,24 | 1,50 |
| Вихідний фільтр | від 0 до 0,49 | — | від 0,0 до 0,69 | — | — |

Параметри каскадного імпактора SA 235

| № каскаду | Ширина щілин, см | Кількість щілин | Загальна довжина щілин, см | Ширина горловини, см | Дистанція між пластинами, см | Швидкість потоку, м·с ⁻¹ |
|-----------|------------------|-----------------|----------------------------|----------------------|------------------------------|-------------------------------------|
| 1 | 0,396 | 9 | 1104,4 | 6,35 | 3,175 | 4,30 |
| 2 | 0,163 | 10 | 1239,5 | 1,27 | 1,905 | 9,38 |
| 3 | 0,0914 | 10 | 1239,5 | 1,27 | 1,905 | 16,7 |
| 4 | 0,0457 | 10 | 1239,5 | 1,27 | 1,905 | 33,4 |
| 5 | 0,0254 | 10 | 1239,5 | 1,27 | 1,905 | 60,1 |

Сходинок імпактора 2, 3, 4 та 5 мають 10 паралельних щілин імпакції. Ступінь 1 імпактора для усунення кінцевих ефектів має 9 щілин. Відстань між осями щілин – 1,27 см. Максимальний розмір відсікання – номінально 10 мкм. Кінцева стадія 5 дає дані в субмікронному діапазоні.

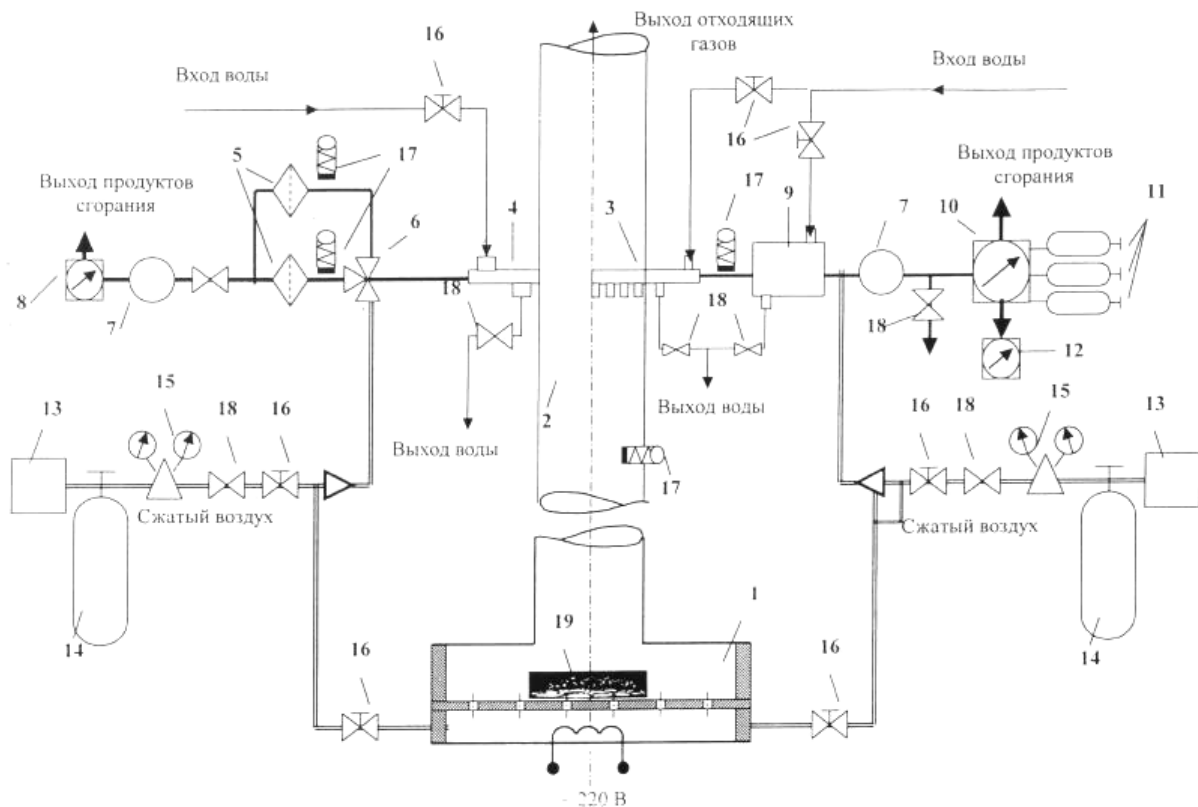


Рис. В.1. Принципова схема установки для аналізу проб продуктів згорання під час спалювання зразків лісних горючих матеріалів

Установка складалася з печі для спалювання зразків ЛГМ (1), випускної труби (2), інтегрального газовідбірника (3) і газовідбірника аерозолів (4), фільтроутримувача (5), трипозиційного крана (6), насоса спонукача відхідних газів (7), лічильника відхідних газів (8), водяного холодильника конденсатозбірника в магістралі подачі проб вихідного газу (9), газоаналітичного вимірювального комплексу (10), балонів з повірочними газовими сумішами (11), балона з нульовим газом (12), повітряного компресора (13), балона зі стисненим повітрям (14), манометра (15), вентиля регулюючого (16), термометра опору (17), клапана (18) і спалюваного зразка ЛГМ (19).

Додаток Г

Таблиця Г.1

Відносна вимиваюча спроможність різних типів опадів

| Тип опадів | k_0 | Тип опадів | k_0 |
|--------------|-------|------------|-------|
| Дощ | 1,0 | Сніг | 3,0 |
| Дощ з грозою | 1,1 | Мряка | 4,5 |
| Сніг з дощем | 2,4 | Туман | 5,0 |
| Злива | 2,8 | | |

Таблиця Г.2

Коефіцієнт дифузії D кисню в цирконії

| Метал | Діапазон температур, К | $D, \text{м}^2/\text{с}$ |
|--------------------|------------------------|--|
| $\alpha\text{-Zr}$ | 673...858 | $9,40 \cdot 10^{-4} \exp(-51800/(RT))$ |
| $\alpha\text{-Zr}$ | 923...1123 | $2,24 \cdot 10^{-2} \exp(-59700/(RT))$ |
| $\alpha\text{-Zr}$ | 673...923 | $4,60 \cdot 10^{-8} \exp(-35000/(RT))$ |
| $\alpha\text{-Zr}$ | 973...1123 | $6,92 \cdot 10^{-3} \exp(-56200/(RT))$ |
| $\alpha\text{-Zr}$ | 673...973 | $9,13 \cdot 10^{-9} \exp(-29800/(RT))$ |
| $\beta\text{-Zr}$ | 1273...1773 | $4,53 \cdot 10^{-6} \exp(-59700/(RT))$ |
| $\alpha\text{-Zr}$ | 1273...1773 | $1,96 \cdot 10^{-2} \exp(-41000/(RT))$ |

Таблиця Г.3

Залежність коефіцієнтів n і ζ від тривалості пожежі

| Параметри | Тривалість пожежі, хв. | | | |
|-----------|------------------------|-------|-------|------|
| | <10 | 10–20 | 20–30 | >60 |
| n | 0,7 | 0,73 | 0,76 | 0,84 |
| ζ | 0,55 | 0,72 | 0,84 | 0,87 |

Таблиця Г.3

Показники займання деяких порід дерев

| Назва деревини | Температурні показники пожежонебезпеки | | | Показник займання, $\frac{q_{зразок}}{q_{джерело}}$ | Група горючості | |
|---------------------|---|------------------|--------------|---|--------------------|------------------------|
| | Під час займання, t , К | При самозайманні | | | | |
| | | $t_{мл}$, К | $t_{сн}$, К | | | $t_{сс}$, К |
| Деревина соснова | 530 | 560 | 670 | 350 | >2,1 | Підвищена горючість |
| Деревина ялини | 510 | 580 | 670 | <390 | >2,1 | Підвищена горючість |
| Тирса соснова | 500 | 500 | 580 | 350 | >2,1 | Середня горючість |
| Тирса ялинова | 480 | 490 | 620 | <370 | >2,1 | Понижена горючість |

Примітки:

 $t_{мл}$ – температура тління при самозайманні; $t_{сн}$ – температура самонагрівання; $t_{сс}$ – температура самоспалахування; $q_{зразок}$ – кількість тепла, що виділяється при згорянні зразка; $q_{джерело}$ – кількість тепла від джерела запалювання.

Таблиця Г.4

Температура полум'я різних порід деревини

| Температура, К | Деревина | | | |
|------------------|----------|-------|--------|--------|
| | сосна | ялина | береза | вільха |
| Теоретична | 1870 | 1860 | 1850 | 1855 |
| Експериментальна | 1360 | 1350 | 1340 | 1350 |

**Швидкість поширення лісових пожеж
в залежності від виду насаджень і типу пожежі**

| Вид насаджень | Тип пожежі | Клас пожежної небезпеки погоди | Швидкість поширення горіння (в чисельнику – межа швидкості, в знаменнику – середня швидкість, м/год.) | | |
|--|-----------------------------------|--------------------------------|--|-----------|----------|
| | | | фронт | фланги | тил |
| Перший клас займистості – чистих та з домішкою листяних порід хвойні насадження, крім листяних насаджень | Низовий ¹⁾ | 2 | 10–140/75 | 10–25/20 | 5–10/10 |
| | Низовий | 3–4 | 20–200/110 | 20–30/25 | 10–20/15 |
| | Верховий стійкий ²⁾ | 3–4 | 80–100/120 | – | – |
| | Верховий не стійкий ³⁾ | 3–4 | 3000–6000/4500 | – | – |
| | Ґрунтовий | 3–4 | 0,1 | 0,1 | 0,1 |
| Другий клас займистості – чистих та з домішкою хвойних порід листяні насадження | Низовий ⁴⁾ | 2–4 | 120–1200/650 | 60–120/90 | 20–30/25 |
| | Ґрунтовий | 3–4 | 0,1 | 0,1 | – |

Примітки:

- 1) мінімальні швидкості за швидкості вітру до 1 м/с, максимальні – за швидкості вітру більше 6 м/с;
- 2) верхова стійка пожежа виникає за швидкості вітру менше 5 м/с;
- 3) верхова не стійка пожежа виникає за швидкості вітру більше 5 м/с;
- 4) мінімальні швидкості низових пожеж за швидкості вітру до 1 м/с, максимальні – за швидкості вітру більше 5 м/с.

Фізичні властивості «димових газів»

| Характеристика димових газів | | | |
|------------------------------|------------------------------|-----------------------------|-----------------------------|
| Температура, К | ρ_w , кг/м ³ | μ_w , Нс/м ² | ν_w , м ² /с |
| 370 | 0,95 | 20,4 | 21,5 |
| 470 | 0,75 | 24,5 | 32,8 |
| 570 | 0,62 | 28,2 | 45,8 |
| 670 | 0,53 | 31,7 | 60,4 |
| 770 | 0,46 | 34,8 | 76,3 |
| 870 | 0,41 | 37,9 | 93,6 |
| 970 | 0,36 | 40,7 | 112,1 |
| 1070 | 0,33 | 43,4 | 131,8 |
| 1170 | 0,30 | 45,9 | 152,3 |
| 1270 | 0,28 | 48,4 | 174,3 |
| 1370 | 0,26 | 50,7 | 197,1 |
| 1470 | 0,24 | 53,0 | 221,0 |

Примітки:

 ρ_w – густина «димових газів»; μ_w – коефіцієнт в'язкості «димових газів»; ν_w – коефіцієнт кінематичної в'язкості «димових газів»

Показники навколишнього середовища при лісовій пожежі

| Тип лісової пожежі | Середньооб'ємні температури димових газів у зоні пожежі, К | Концентрація «димових газів» у повітрі, мг/м ³ | | | | |
|-------------------------------|--|---|-----------------|-----------------|-----------------|-----------|
| | | СО | СО ₂ | SO ₂ | NO ₂ | С, коксик |
| Верховий | 1100 | 800 | 1200 | 200 | 400 | 40 |
| Низовий слабої інтенсивності | 1250 | 1100 | 2050 | 450 | 520 | 60 |
| Низовий сильної інтенсивності | 1380 | 1600 | 4300 | 800 | 1000 | 80 |

Таблиця Г.8

Залежність часу займання деревини сосни (τ)
від інтенсивності теплового потоку (I_{ϕ})

| Час займання з моменту початку дії теплового потоку, τ , с | Інтенсивність теплового потоку, I_{ϕ} , кВт/м ² |
|---|---|
| 100 | 5,7 |
| 80 | 7,5 |
| 50 | 12,0 |
| 30 | 20,0 |
| 25 | 25,0 |

Таблиця Г.9

Критичні значення інтенсивності опромінення в залежності
від часу опромінення лісовими горючими речовинами

| Горючий матеріал | Критична (до займання) інтенсивність опромінення (кВт/м ²) за тривалості опромінення, хв. | | |
|----------------------------------|---|------|------|
| | 3 | 5 | 15 |
| Деревина сосни (вологість 12%) | 19,8 | 17,9 | 14,2 |
| Кора сосни | 14,2 | 12,3 | 8,5 |
| Лісова підстилка (вологість 10%) | 16,6 | 14,4 | 9,7 |

Додаток Д

Стислий опис сховища відпрацьованого ядерного палива мокрого типу

СВЯП-1 – сховище «мокрого типу», призначене для прийому і ВТВЗ після попередньої, не менше ніж 1,5-річної витримки їх в БВ або реакторах енергоблоків (рис. Д.1). СВЯП-1 введено в експлуатацію у вересні 1986 р. У тому ж році було розпочато роботи з вивантаження відпрацьованого ядерного палива з БВ блоків № 1 і 2 та розміщення його в БВ СВЯП-1. СВЯП-1 розташовується на майданчику ЧАЕС на північний захід від головного корпусу II-ої черги АЕС. Зберігання ВЯП у СВЯП-1 здійснюється в БВ, який складається з п'яти відсіків. Конструктивно, відсіки БВ представляють собою залізобетонну ємність, стіни і днище якої облицьовані корозійностійкої сталлю. Облицьовання днища наварене на заставні. Облицьовання стін вільно навішене з приварюванням до раніше встановлених з/б плит. Стіни і днище відсіків БВ є біологічним захистом для персоналу СВЯП-1. Відсіки БВ мають щільне перекриття, що представляє собою кронштейни консольного типу без підкосів для розвішування ВЯП в пеналах.



Рис. Д.1. СВЯП-1 ЧАЕС

Будівельні конструкції басейну виконані у вигляді прямокутної залізобетонної конструкції з металевим облицьованням і забезпечують утримання активних продуктів поділу, а також ослаблення іонізуючого випромінювання під час зберігання палива (рис. Д.2).

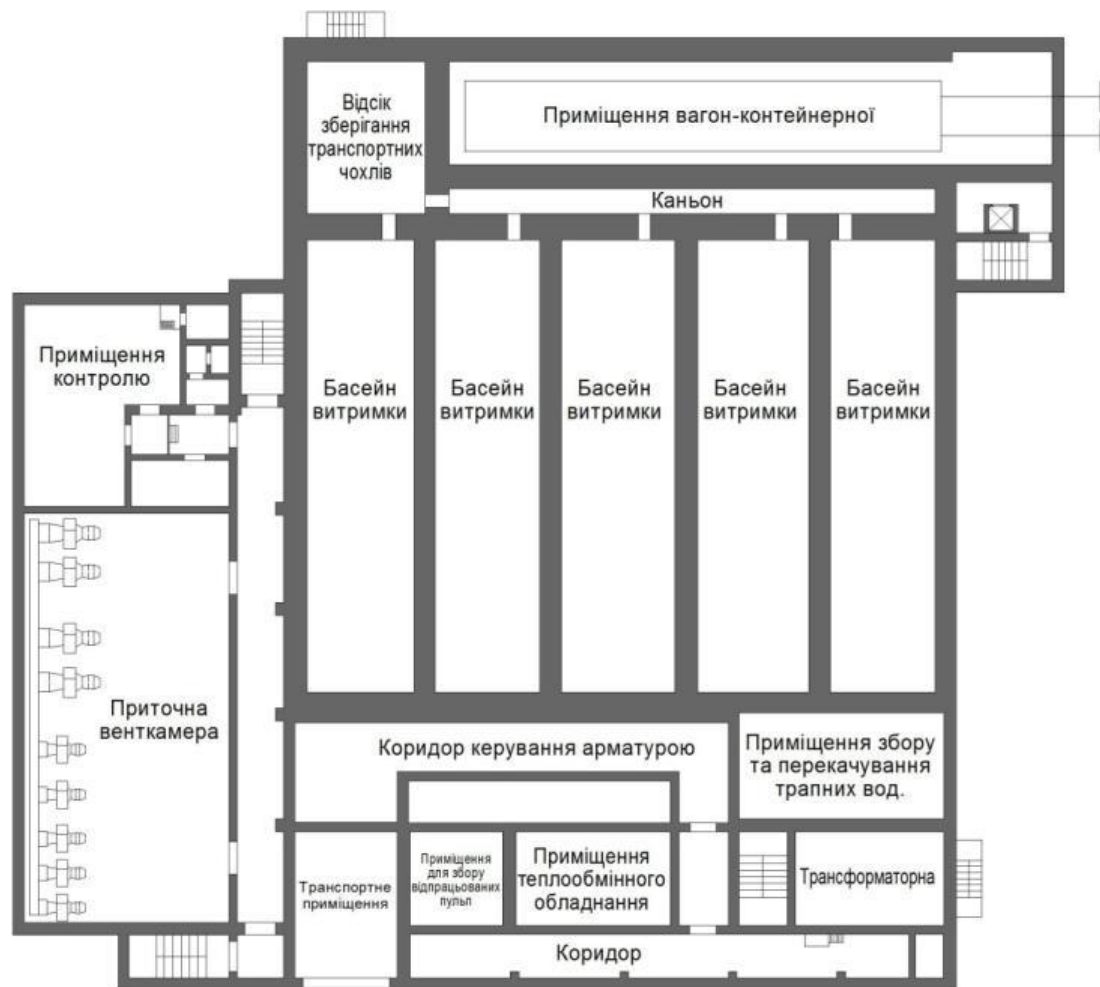


Рис. Д.2. Схема відсіку мокрого сховища ВЯП

Зберігання ВЯП у відсіках БВ здійснюється в пеналах, залитих водою, з кроком 230×110 мм. Зверху щілинне перекриття закривається відкидними металевими кришками, призначеними для захисту БВ від попадання сторонніх предметів і поліпшення відведення випарів в систему вентиляції. Секція БВ до позначки 11.35 м виконана з гідротехнічного бетону марки М300 і В-8. Уздовж цифрових осей товщина стін становить: внутрішніх – 125 см, зовнішніх 150 см. Вище позначки 11,35 м застосований звичайний бетон марки М300. Для забезпечення безпеки при експлуатації СВЯП-1 стіни і днище сховища виконані з нержавіючої сталі 12Х21Н5Т для стін товщиною 4 мм, для днища 8 мм. Для збору можливих протікань на бетонній основі виконані канавки, які забезпечують збір вологи з-під облицювання. Канавки закінчуються контрольними трубами діаметром 76 мм виведеними в приміщення збору і контролю протікань БВ.

Відпрацьоване паливо зберігають під захисним шаром води (3,0 м над активною частиною ВТВЗ). Зберігання ВЯП здійснюється в заповнених водою пеналах в вертикальному положенні, охолодження яких проводиться водою басейну витримки. Вода служить для відводу залишкових тепловиділень ВТВЗ та циркулює через систему охолодження і пов'язану з нею систему очищення води БВ. Для підтримки заданого рівня води передбачено підживлення. Кожен БВ оснащений технологічним і підйомно-транспортним устаткуванням для прийому, зберігання і вивантаження палива.

Відділення зберігання ВЯП складається з басейну з водою та транспортної зали. Басейн має чотири відсіки в які розміщують для зберігання чохла з ВТВЗ, та передаточний коридор, який з'єднує всі відсіки басейну між собою, а також з відсіками перевантаження та промивки збірок. Відсіки басейну з'єднані з передаточним коридором гідрозатворами для забезпечення можливості розділення відсіків за технологічними умовами та проведення ремонту.

Основною метою забезпечення безпеки СВЯП-1 є запобігання неконтрольованого розвитку ядерних реакцій і поширення радіації.

«Мокрі» сховища для довгострокового зберігання відпрацьованого ядерного палива – це споруди, що представляють високу потенційну небезпеку, отже, їх сейсмостійкість є важливим і актуальним питанням. Такі сховища складаються з жорсткою нижньої частини і гнучкого каркасного верху, який найбільш вразливий для землетрусу.

ЗАТВЕРДЖУЮ

Перший заступник Голови
Державної служби України
з надзвичайних ситуацій

О. Мельчуцький

" 17 " лютого 2020 р.

А К Т

впровадження результатів дисертаційної роботи Сидоренка Володимира
Леонідовича «Екологічна безпека Чорнобильської зони відчуження:
техноприродні загрози від радіаційно небезпечних об'єктів і явищ»
на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук

Комісія у складі:

голови комісії: директора Департаменту організації заходів цивільного
захисту ДСНС України Парталяна Сергія Агоповича;

членів комісії:

заступника директора Департаменту – начальника управління захисту
населення і територій Департаменту організації заходів цивільного захисту
ДСНС України Лещенка Олександра Яковича;

заступника начальника управління захисту населення і територій –
начальника відділу радіаційного, хімічного захисту та евакозаходів
Департаменту організації заходів цивільного захисту ДСНС України Долбікова
Геннадія Євгенійовича;

головного спеціаліста відділу радіаційного, хімічного захисту та
евакозаходів Департаменту організації заходів цивільного захисту ДСНС
України Шишка Сергія Івановича

склала цей акт про те, що результати дисертаційної роботи
Сидоренка В.Л., а саме: основні положення методики оцінки еколого-
радіаційного ризику і дозових навантажень для населення під час лісових
пожеж з радіаційно небезпечним фактором; методика оцінювання еколого-
радіаційної ситуації територій після лісової пожежі; рекомендації щодо
оцінювання еколого-радіаційних небезпек від радіаційно небезпечних об'єктів і
явищ використано ДСНС України при підготовці:

Методики спостережень щодо оцінки радіаційної та хімічної обстановки,
затвердженої наказом від 27.11.2019 МВС України № 986 (зареєстровано в
Міністерстві юстиції України 24 січня 2020 р. за № 83/34366);

проекту плану реагування на радіаційні аварії державного рівня;

корегування планів реагування на радіаційні аварії місцевого та регіонального рівнів територіальних підсистем єдиної державної системи цивільного захисту;

командно-штабних та спеціальних навчань з органами управління та силами цивільного захисту щодо реагування на радіаційні аварії.

Акт складено для надання в спеціалізовану вчену раду у зв'язку із захистом дисертації на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук.

Дійсний акт не є підставою для одержання премій та інших винагород з фондів Державної служби України з надзвичайних ситуацій.

Голова комісії:

директор Департаменту організації заходів
цивільного захисту ДСНС України



С.А. Парталян

Члени комісії:

заступник директора Департаменту – начальник
управління захисту населення і територій
Департаменту організації заходів
цивільного захисту ДСНС України



О.Я. Лещенко

заступник начальника управління захисту
населення і територій – начальника відділу
радіаційного, хімічного захисту та евакозаходів
Департаменту організації заходів
цивільного захисту ДСНС України



Г.Є. Долбіков

головний спеціаліст відділу радіаційного,
хімічного захисту та евакозаходів
Департаменту організації заходів
цивільного захисту ДСНС України



С.І. Шишко

ЗАТВЕРДЖУЮДиректор Чорнобильського
радіаційно-екологічного
біосферного заповідника

М. Галущенко

" 2 " 03 2020 р.

А К Т

впровадження результатів дисертаційної роботи
"Екологічна безпека Чорнобильської зони відчуження:
техноприродні загрози від радіаційно небезпечних об'єктів і явищ"
СИДОРЕНКА ВОЛОДИМИРА ЛЕОНІДОВИЧА

Комісія у складі: голови – заступника директора з наукової роботи та міжнародної співпраці МЕЛЬНИЧУКА Т. В. та членів комісії – начальника відділу з охорони праці, цивільного захисту, пожежної та радіаційної безпеки ЧАЛОЇ Ю. І., наукового співробітника, кандидата сільськогосподарських наук БОРСУКА О. А., заступника начальника відділу міжнародного співробітництва АЛІЄВА В. К. склала даний акт про те, що основні положення та результати дисертаційної роботи Сидоренка В. у вигляді концептуальних основ забезпечення еколого-радіаційної безпеки на території Чорнобильського радіаційно-екологічного біосферного заповідника, а саме:

- 1) методики оцінки еколого-радіаційної ситуації після лісової пожежі;
- 2) методики визначення еколого-радіаційного ризику і дозових навантажень на населення під час лісових пожеж з радіаційно небезпечним фактором;
- 3) оцінки радіаційного та токсичного ризику під час гасіння лісових пожеж

внесено до Плану заходів із забезпечення пожежної безпеки, спрямованих на посилення захисту природних комплексів на території зони відчуження, з метою їх подальшого практичного впровадження та використання, що сприятиме реалізації завдань Положення «Про Чорнобильський радіаційно-

екологічний біосферний заповідник» (у редакції наказу Міністерства енергетики та захисту довкілля України від 11 листопада 2019 року № 383) на сучасному науково-обґрунтованому рівні.

Акт складено для надання в спеціалізовану вчену раду у зв'язку із захистом дисертації на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук.

Дійсний акт не є підставою для одержання премій та інших винагород з фондів Чорнобильського радіаційно-екологічного біосферного заповідника.

Голова комісії:

заступник директора з наукової роботи та міжнародної співпраці



Т. В. Мельничук

Члени комісії:

начальник відділу з охорони праці, цивільного захисту, пожежної та радіаційної безпеки



Ю. І. Чала

науковий співробітник, кандидат сільськогосподарських наук



О. А. Борсук

заступника начальника відділу міжнародного співробітництва



В. К. Алієв

ЗАТВЕРДЖУЮ

Заступник начальника Головного управління ДСНС України у Київській області по зоні відчуження та зоні безумовного (обов'язкового) відселення

полковник служби цивільного захисту



ПІДГУРНИЙ Д.О.

" листопада 2019 р.

А К Т

впровадження результатів дисертаційної роботи
 "Екологічна безпека Чорнобильської зони відчуження:
 техноприродні загрози від радіаційно небезпечних об'єктів і явищ"
 кандидата технічних наук, доцента
 СИДОРЕНКА Володимира Леонідовича

Комісія у складі: голови – в.о. начальника управління реагування на надзвичайні ситуації полковника служби цивільного захисту ГАРБУЗИ Ю.В. та членів комісії – начальника управління організації заходів цивільного захисту підполковника служби цивільного захисту КОМІСАРОВА М.Г. та начальника 11-го Державного пожежно-рятувального загону полковника служби цивільного захисту СТУКАЛЕНКА К.М. склала даний акт про те, що основні положення та результати дисертаційної роботи СИДОРЕНКА В.Л. у вигляді

- оцінки радіаційного ризику пожежних і рятувальників під час гасіння можливих пожеж на об'єкті "Укриття" і лісових пожеж у зоні відчуження Чорнобильської АЕС;

- методичних рекомендацій щодо забезпечення радіаційного захисту особового складу підрозділів оперативно-рятувальної служби цивільного захисту під час гасіння пожеж у зоні відчуження Чорнобильської АЕС реалізовано під час проведення теоретичного навчання в системі службової підготовки начальницького складу і планування практичної роботи 11-го Державного пожежно-рятувального загону ГУ ДСНС України у Київській області.

Впровадження вказаних положень дисертаційної роботи дозволило підвищити радіаційний захист особового складу зазначеного пожежно-рятувального підрозділу у разі виконання пожежно-рятувальних робіт на об'єктах і територіях зони відчуження Чорнобильської АЕС.

Акт складено для представлення в спеціалізовану вчену раду в зв'язку із захистом дисертації на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук.

Дійсний акт не є підставою для одержання премій та інших винагород з фондів ГУ ДСНС України у Київській області.

Голова комісії:

В.о. начальника управління
реагування на надзвичайні ситуації
полковник служби цивільного захисту



ГАРБУЗА Ю.В.

Члени комісії:

Начальник управління організації
заходів цивільного захисту
підполковник служби цивільного захисту



КОМІСАРОВ М.Г.

Начальника 11-ДПРЗ
полковник служби цивільного захисту



СТУКАЛЕНКО К.М.



**МІНІСТЕРСТВО ЕНЕРГЕТИКИ ТА ЗАХИСТУ ДОВКІЛЛЯ УКРАЇНИ
ДЕРЖАВНА ЕКОЛОГІЧНА АКАДЕМІЯ
ПІСЛЯДИПЛОМНОЇ ОСВІТИ ТА УПРАВЛІННЯ**

03035, м. Київ-35, вул. Митрополита Василя Липківського, 35,
тел./факс (044) 206-31-31, e-mail:dei2005@ukr.net

№ 303 від 30.09 2019 р.

А К Т

впровадження результатів дисертаційної роботи
**"Екологічна безпека Чорнобильської зони відчуження:
техноприродні загрози від радіаційно небезпечних об'єктів і явищ"**
кандидата технічних наук, доцента
СИДОРЕНКА ВОЛОДИМИРА ЛЕОНІДОВИЧА

В дисертаційній роботі Сидоренка В.Л. розкрито особливості та закономірності впливу техноприродних загроз від радіаційно небезпечних об'єктів та явищ на екологічну безпеку Чорнобильської зони відчуження.

Основні положення та результати дисертаційної роботи СИДОРЕНКА В.Л. у вигляді:

- моделювання й оцінювання еколого-радіаційних небезпек лісових пожеж у Чорнобильській зоні відчуження та їх наслідків;
- оцінювання еколого-радіаційних небезпек об'єкта "Укриття" та їх наслідків;
- оцінювання еколого-радіаційних небезпек сховища відпрацьованого ядерного палива мокрого типу та їх наслідків;
- моніторингу і менеджменту еколого-радіаційних небезпек Чорнобильської зони відчуження реалізовані при створенні інформаційної технології формування комплексу програмного забезпечення системи дистанційного навчання, що дозволило сформулювати практичні рекомендації зі створення і застосування такої системи. Ці матеріали використані в Державній екологічній академії післядипломної освіти та управління Мінприроди України при підготовки інформаційно-аналітичних оглядів про стан навколишнього природного середовища в Україні, а також

при проведенні аналізу реалізації регіональної екологічної політики Мінприроди України.

Під час вивчення зазначених положень дисертації рекомендовано використання монографій, в яких дисертант є співавтором і які наявні в бібліотеці Державної екологічної академії післядипломної освіти та управління, а саме:

Мінімізація радіаційних наслідків лісових пожеж після Чорнобильської катастрофи на основі еколого-інформаційного моніторингу: монографія / О.І. Бондар, С.І. Азаров, В.М. Ващенко, В.І. Паламарчук, В.Л. Сидоренко; за заг. наук. ред. О.І. Бондаря. Херсон: Грінь Д.С., 2016. 300 с.;

Чорнобиль четверте десятиліття: монографія / О.І. Бондар, В.М. Ващенко, С.І. Азаров, В.Л. Сидоренко та ін.; за заг. ред. О.І. Бондаря. Київ: ДЕАПОУ, 2019. 407 с.

Впровадження результатів дисертаційної роботи дозволило підвищити ефективність і якість навчального процесу та актуальність матеріалу, що стосується техноприродних загроз від радіаційно небезпечних об'єктів і явищ Чорнобильської зони відчуження.

Акт складено для представлення в спеціалізовану вчену раду в зв'язку із захистом дисертації на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук.

Дійсний акт не є підставою для одержання премій та інших винагород з фондів Державної екологічної академії післядипломної освіти та управління.

**Проректор з наукової роботи
доктор технічних наук, професор,
Заслужений діяч науки і техніки України**



О.А. Машков

ЗАТВЕРДЖУЮ

Проректор з навчальної та методичної
роботи Національного університету
цивільного захисту України

Олег НАЗАРОВ

2019 р.

А К Т

впровадження результатів дисертаційної роботи
**«Екологічна безпека Чорнобильської зони відчуження:
техноприродні загрози від радіаційно небезпечних об'єктів і явищ»**
кандидата технічних наук, доцента
СИДОРЕНКА ВОЛОДИМИРА ЛЕОНІДОВИЧА

Комісія у складі: голови – завідувача кафедри охорони праці та техногенно-екологічної безпеки Національного університету цивільного захисту України, к.т.н., доцента Артем'єва С.Р. та членів: доцента кафедри охорони праці та техногенно-екологічної безпеки Національного університету цивільного захисту України к.т.н., доцента Сарапіної М.В., начальника навчально-методичного відділу Національного університету цивільного захисту України полковника сл. ЦЗ, к.т.н., доцента Морозова А.І. склала цей акт про те, що результати дисертаційної роботи СИДОРЕНКА В.Л. у вигляді:

- моделювання й оцінювання еколого-радіаційних небезпек лісових пожеж у Чорнобильській зоні відчуження та їх наслідків;
- оцінювання еколого-радіаційних небезпек об'єкта «Укриття» та їх наслідків;
- оцінювання еколого-радіаційних небезпек сховища відпрацьованого ядерного палива «мокрого» типу та їх наслідків;
- моніторингу і менеджменту еколого-радіаційних небезпек Чорнобильської зони відчуження.

реалізовані у навчальному процесі під час проведення занять з навчальних дисциплін «Радіаційна безпека довкілля», «Хімічні процеси у навколишньому середовищі», «Моніторинг довкілля», «Екотоксикологія та біоіндикація».

Під час вивчення зазначених положень дисертації рекомендовано використання монографій, в яких дисертант є співавтором, а саме:

1. «Наукові засади захисту населення і територій від наслідків лісових пожеж з радіаційно небезпечними факторами: монографія / С.І. Азаров, С.А. Єременко, В.Л. Сидоренко та ін.; за заг. ред. П.Б. Волянського. Київ: ТОВ «Інтердрук», 2016. 203 с. (електронна версія).

2. Техногенно-екологічні наслідки Чорнобильської катастрофи: монографія / С.І. Азаров, С.А. Єременко, В.Л. Сидоренко та ін.; за заг. ред. П.Б. Волянського. К.: МПБП «Гордон», 2019. 456 с. (електронна версія).

Впровадження результатів дисертаційної роботи дозволило підвищити ефективність і якість навчального процесу та актуальність матеріалу, що стосується техноприродних загроз від радіаційно небезпечних об'єктів і явищ Чорнобильської зони відчуження.

Акт складено для представлення до спеціалізованої вченої ради у зв'язку із захистом дисертації на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук.

Цей акт не є підставою для одержання премій та інших винагород з фондів Національного університету цивільного захисту України.

Голова комісії
завідувач кафедри охорони праці
та техногенно-екологічної безпеки
к.т.н., доцент



С.Р. Артем'єв

Члени комісії:
доцент кафедри охорони праці
та техногенно-екологічної безпеки
к.т.н., доцент



М.В. Сарапіна

начальник навчально-методичного
відділу
к.т.н., доцент



А.І. Морозов

ЗАТВЕРДЖУЮ

Начальник Інституту
державного управління
у сфері цивільного захисту
д-р наук з держ. упр., професор
Заслужений діяч України

П.Б. Волянський

"27" березня 2019 р.

А К Т

про впровадження результатів дисертаційної роботи
**"Екологічна безпека Чорнобильської зони відчуження:
техноприродні загрози від радіаційно небезпечних об'єктів і явищ"**
кандидата технічних наук, доцента
СИДОРЕНКА ВОЛОДИМИРА ЛЕОНІДОВИЧА

Комісія у складі: голови – заступника начальника Інституту державного управління у сфері цивільного захисту (ІДУЦЗ) (з навчальної та методичної роботи) полковника служби цивільного захисту кандидата технічних наук, доцента ЄРЕМЕНКА С.А. та членів комісії – начальника навчально-методичного відділу підполковника служби цивільного захисту ШЕСТАКОВОЇ Н.О., завідувача кафедри державної служби, управління та навчання за міжнародними проектами, доктора наук з державного управління, професора ТЕРЕНТЄВОЇ А.В., професора кафедри організації заходів цивільного захисту, кандидата військових наук, доцента МАЗУРЕНКА В.І. склала даний акт про те, що основні положення та результати дисертаційної роботи СИДОРЕНКА В.Л. у вигляді:

- оцінювання і моделювання еколого-радіаційних небезпек лісових пожеж в Чорнобильській зоні відчуження та їх наслідків;
- оцінювання еколого-радіаційних небезпек об'єкта "Укриття" та їх наслідків;
- моніторингу і менеджменту еколого-радіаційних небезпек Чорнобильської зони відчуження

реалізовані в навчальному процесі під час вивчення навчальної дисципліни "Екологічна безпека" (заочна форма, спеціальність 281 "Публічне управління та адміністрування", галузь знань 28 "Публічне управління та адміністрування", другий (магістерський) рівень вищої освіти) та проведення курсів підвищення кваліфікації викладачів навчальної дисципліни "безпека життєдіяльності".

Під час вивчення зазначених положень рекомендовано використання монографій, в яких дисертант є співавтором і які є в бібліотеці ІДУЦЗ, а саме:

Наукові засади захисту населення і територій від наслідків лісових пожеж з радіаційно небезпечними факторами: монографія / С.І. Азаров, С.А. Єременко, В.Л. Сидоренко та ін.; за заг. ред.. П.Б. Волянського. Київ: ТОВ "Інтердрук", 2016. 203 с. (50 прим. + електронна версія);

Техногенно-екологічні наслідки Чорнобильської катастрофи: монографія / С.І. Азаров, С.А. Єременко, В.Л. Сидоренко та ін.; за заг. ред. П.Б. Волянського. К.: МПБП «Гордон», 2019. 456 с. (30 прим. + електронна версія);

Мінімізація радіаційних наслідків лісових пожеж після Чорнобильської катастрофи на основі еколого-інформаційного моніторингу: монографія / О.І. Бондар, С.І. Азаров, В.М. Ващенко, В.І. Паламарчук, В.Л. Сидоренко; за заг. наук. ред. О.І. Бондаря. Херсон: Гринь Д.С., 2016. 300 с. (електронна версія);

Чорнобиль четверте десятиліття: монографія / О.І. Бондар, В.М. Ващенко, С.І. Азаров, В.Л. Сидоренко та ін.; за заг. ред. О.І. Бондаря. Київ: ДЕАПОУ, 2019. 407 с. (електронна версія).

Впровадження результатів дисертаційної роботи дозволило підвищити ефективність і якість навчального процесу та актуальність матеріалу, що стосується підвищення рівня екологічної безпеки на об'єктах підвищеної радіаційно екологічної небезпеки.

Акт складено для представлення в спеціалізовану вчену раду у зв'язку із захистом дисертації на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук.

Дійсний акт не є підставою для одержання премій та інших винагород з фондів Інституту державного управління у сфері цивільного захисту.

Голова комісії:

заступник начальника ІДУЦЗ
(з навчальної та методичної роботи)
полковник служби цивільного захисту
кандидат технічних наук, доцент

С.А. Єременко

Члени комісії:

начальник навчально-методичного відділу
полковник служби цивільного захисту

Н.О. Шестакова

завідувач кафедри державної служби
управління та навчання за міжнародними
проектами, доктор наук
з державного управління, професор

А.В. Терент'єва

професора кафедри організації
заходів цивільного захисту
кандидат військових наук, доцент

В.І. Мазуренко

ЗАТВЕРДЖУЮВ.о. начальника Інституту
державного управління
у сфері цивільного захисту
І. держ.упр., доцент

Н.Б. Волянський

2015 р.

АКТ

про впровадження результатів науково-дослідної роботи
**"Комплексне оцінювання радіоекологічних наслідків життєдіяльності
населення під час пожеж у лісах, забруднених технологічними радіонуклідами"**
(державний реєстраційний № 0113U004502)

Комісія у складі: голови – заступника начальника Інституту державного управління у сфері цивільного захисту (ІДУЦЗ) з навчальної роботи к.т.н., доцента Єременка С.А. та членів комісії – начальника кафедри профілактики пожеж та безпеки життєдіяльності населення ІДУЦЗ, к.т.н., доцента Сидоренка В.Л., доцента кафедри профілактики пожеж та безпеки життєдіяльності населення ІДУЦЗ, к.х.н., доцента, Білошицького М.В., начальника навчально-методичного відділу к.т.н., доцента Пруського А.В. склала даний акт про те, що результати науково-дослідної роботи у вигляді:

- моделювання викиду радіоактивних продуктів згоряння із зони лісової пожежі;
- методики розрахунку дозових навантажень ризику для населення при пожежах в лісах, забруднених радіонуклідами;
- оцінки радіологічної небезпеки при пожежах у лісах Зони відчуження;
- концепції системи контролю за лісопожежною ситуацією у Зоні відчуження

впроваджені в навчальний процес ІДУЦЗ при вивченні дисципліни «Організація аварійно-рятувальних робіт» (заочна форма навчання, спеціальність – 7.17020301 "Пожежна безпека") навчального розділу «Аварійно-рятувальні роботи в зоні радіаційного забруднення. Особливості ліквідації наслідків радіаційної (ядерної) аварії» та тем «Техногенні небезпеки та їхні наслідки» і «Організація забезпечення радіаційної та хімічної безпеки» підвищення кваліфікації викладачів навчальної дисципліни «Безпека життєдіяльності» вищих навчальних закладів України.

Дійсний акт не є підставою для одержання премій та інших винагород з фондів Інституту державного управління у сфері цивільного захисту.

Голова комісії:

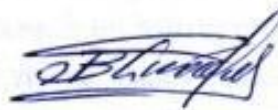
заступник начальника ІДУЦЗ
з навчальної роботи
к.т.н., доцент



С.А. Єременко

Члени комісії:

начальник кафедри профілактики пожеж
та безпеки життєдіяльності населення
ІДУЦЗ, к.т.н., доцент



В.Л. Сидоренко

доцент кафедри профілактики пожеж
та безпеки життєдіяльності населення
ІДУЦЗ, к.х.н., доцент



М.В. Білошицький

начальник навчально-методичного
відділу ІДУЦЗ, к.т.н., доцент



А.В. Пруський

ЗАТВЕРДЖУЮВ.о. начальника Інституту
державного управління
у сфері цивільного захисту
Д. держ. упр. доцент

Н.Б. Волянський

"29" вересня 2017 р.

АКТ

про впровадження результатів науково-дослідної роботи
**"Дослідження техногенно-екологічних наслідків від аварії
на Чорнобильській АЕС" (шифр – "Чорнобиль")**
(державний реєстраційний № 0115U000337)

Комісія у складі: голови – заступника начальника Інституту державного управління у сфері цивільного захисту (ІДУЦЗ) (з навчальної та методичної роботи) полковника служби цивільного захисту к.т.н., доцента СРЕМЕНКА С.А. та членів комісії – т.в.о. начальника кафедри профілактики пожеж та безпеки життєдіяльності населення ІДУЦЗ, підполковника служби цивільного захисту ВЛАСЕНКА Є.А., професора кафедри профілактики пожеж та безпеки життєдіяльності населення ІДУЦЗ, к.т.н., доцента СИДОРЕНКА В.Л., начальника навчально-методичного відділу підполковника служби цивільного захисту ШЕСТАКОВОЇ Н.О. склала даний акт про те, що результати науково-дослідної роботи у вигляді:

- моделювання викиду радіоактивності при аварії та пожежі на 4-му блоці ЧАЕС;
- оцінки радіаційного ризику при гасінні пожежі на об'єкті "Укриття";
- процедур і алгоритмів вибору і прийняття рішення під час управління процесом локалізації та ліквідації наслідків важких радіаційних аварій;
- удосконалення Національної системи контролю за аварійно-радіаційним станом об'єкта "Укриття"

впроваджені в навчальний процес ІДУЦЗ при вивченні дисципліни «Організація аварійно-рятувальних робіт» (заочна форма навчання, спеціальність – 261 "Пожежна безпека") навчального розділу «Організація аварійно-рятувальних робіт в умовах радіації» та тем «Техногенні небезпеки та їхні наслідки» і «Організація забезпечення радіаційної та хімічної безпеки» підвищення кваліфікації викладачів навчальної дисципліни «Безпека життєдіяльності» навчальних закладів України.

Дійсний акт не є підставою для одержання премій та інших винагород з фондів Інституту державного управління у сфері цивільного захисту.

Голова комісії:

заступник начальника ІДУЦЗ
(з навчальної та методичної роботи)
полковник служби цивільного захисту
к.т.н., доцент

С.А. Єременко

Члени комісії:

т.в.о. начальника кафедри профілактики пожеж
та безпеки життєдіяльності населення ІДУЦЗ
підполковник служби цивільного захисту

С.А. Власенко

професор кафедри профілактики пожеж
та безпеки життєдіяльності населення
ІДУЦЗ, к.т.н., доцент

В.Л. Сидоренко

начальник навчально-методичного
відділу ІДУЦЗ
підполковник служби цивільного захисту

Н.О. Шестакова

Додаток П

СПИСОК ПУБЛІКАЦІЙ ЗДОБУВАЧА

Наукові праці, в яких опубліковані основні наукові результати дисертації:

– статті у наукових виданнях, включених до Переліку наукових фахових видань України:

1. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Єременко С.А., Бикова О.В. Концепція мобільної лабораторії комплексної оцінки та прогнозування надзвичайних ситуацій. *Вісник Львівського державного університету безпеки життєдіяльності*. 2011. Т. 4.1, № 5. С. 7–9.

2. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Руденко О.В., Пруський А.В. Дослідження знаходження ^{137}Cs в повітря при лісових пожежах в Чорнобильській зоні. *Пожежна безпека: теорія і практика*. 2011. Вип. 9. С. 5–10.

3. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Руденко О.В. Вивчення процесу надходження радіонуклідів у повітря при пожежах у лісах зони відчуження ЧАЕС. *Проблеми пожежної безпеки*. 2011. Вип. 30. С. 16–23.

4. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Литвинов Ю.В. Проблемні питання запобігання незаконного поводження з радіоактивними матеріалами в Україні. *Ядерна та радіаційна безпека*. 2012. Вип. 2(54). С. 23–29. **Scopus**.

5. Азаров С.І., Руденко О.В., Сидоренко В.Л., Єременко С.А. Радіаційний ризик для населення від пожеж в лісах, забруднених чорнобильськими радіонуклідами. *Екологічна безпека і природокористування*. 2012. Вип. 9. С. 19–25.

6. Литвинов Ю.В., Азаров С.І., Сидоренко, В.Л. Оцінка радіаційного впливу при гасінні пожеж на об'єкті "Укриття". *Збірник наукових праць Севастопольського національного університету ядерної енергії та промисловості*. 2013. Вип. 2(46). С. 125–133.

7. Азаров С.І., Литвинов Ю.В., Сіднев О.Б., Сидоренко В.Л. Мобільний лабораторний комплекс радіаційного контролю. *Екологічні науки*. 2013. Вип. 4.

С. 36–44.

8. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Серета Ю.П. Оцінка радіоактивного ризику при гасінні пожежі в Чорнобильській зоні. *Екологічна безпека і природокористування*. 2015. Вип. 18. С. 12–20.

9. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Серета Ю.П. Радіаційні наслідки лісових пожеж в Україні. *Екологічні науки*. 2015. Вип. 2/2015(9). С. 148–153.

10. Сидоренко В.Л., Азаров С.І., Серета Ю.П. Оцінка радіаційної ситуації у Чорнобильській зоні відчуження після лісової пожежі. *Вісник Львівського державного університету безпеки життєдіяльності*. 2016. № 13. С. 122–128.

11. Ващенко В.М., Сидоренко В.Л., Кордуба І.Б. Методика розрахунку вивільнення ^{137}Cs у Чорнобильській зоні відчуження після природних пожеж. *Вісник НТУ «ХПІ». Серія: Механіко-технологічні системи та комплекси*. 2016. № 7(1179). С. 100–105.

12. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Демків А.М. Методика розрахунку вивільнення ^{137}Cs у Чорнобильській зоні відчуження після природних пожеж. *Екологічні науки*. 2016. Вип. 3–4/2016(14–15). С. 18–24.

13. Сидоренко В.Л., Азаров С.І. Концептуальні засади розробки системи комплексного моніторингу зони радіаційної аварії. *Вісник Кременчуцького Національного університету імені Михайла Остроградського*. 2017. Вип. 1(2017). № 102. С. 82–87.

14. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Задунай О.С. Радіаційні та екологічні наслідки пожеж в Чорнобильській зоні відчуження. *Ядерна енергетика та довкілля*. 2017. № 2(10)/2017. С. 26–34.

15. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Задунай О.С. Оцінка вибухопожежної небезпеки в процесі зберігання відпрацьованого ядерного палива. *Вісник Львівського державного університету безпеки життєдіяльності*. 2018. № 18. С. 81–87.

16. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Задунай О.С. Аналіз сценарію важкої аварії в басейні витримки відпрацьованого ядерного палива СВЯП-1. *Техногенно-екологічна безпека*. 2018. № 4(2/2018). С. 33–40.

17. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Задунай О.С. Застосування системного аналізу в сфері поводження з радіоактивними відходами. *Проблеми загальної енергетики*. 2018. № 2(53). С. 28–35.

18. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Задунай О.С. Моделювання процесу тепломасообміну в сховищі відпрацьованого ядерного палива. *Вчені записки ТНУ імені В.І. Вернадського. Серія: Технічні науки*. 2018. Том 29(68). № 3, 2018. Частина 2. С. 56–60.

19. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Задунай О.С. Оцінка теплофізичної безпеки басейну витримки СВЯП-1. *Вчені записки ТНУ імені В.І. Вернадського. Серія: Технічні науки*. 2018. Том 29(68). № 5, 2018. Частина 2. С. 100–103.

20. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Задунай О.С. Аналіз пожежної безпеки під час зберігання відпрацьованого ядерного палива. *Надзвичайні ситуації: попередження та ліквідація*. 2018. № 3/2018. С. 5–12.

21. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Задунай О.С. Оцінка безпеки об'єкта «Укриття» в процесі перетворення на екологічно безпечну систему. *Проблеми загальної енергетики*. 2019. № 3(58). С. 55–59.

– статті у наукових періодичних виданнях інших держав із напрямку, з якого підготовлено дисертацію:

22. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Задунай О.С. Методика оцінки надійності конструкції басейну витримки СВЯП-1 Чорнобильської АЕС. *Magyar Tudományos Journal* (Budapest, Hungare). 2018. № 18 (2018). С. 43–49.

23. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Задунай О.С. Оцінка екологічних наслідків під час експлуатації мокрого сховища відпрацьованого ядерного палива. *East European Scientific Journal* (Warsaw, Poland). 2018. № 8(36) 2018 part 1. С. 45–52.

24. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Задунай О.С. Розробка методу оцінки безпеки басейну витримки в умовах невизначеності. *Magyar Tudományos Journal*. (Budapest, Hungare). 2018. № 19 (2018). С. 44–51.

– колективні монографії:

25. Наукові засади захисту населення і територій від наслідків лісових пожеж з радіаційно небезпечними факторами: монографія / С.І. Азаров,

С.А. Єременко, В.Л. Сидоренко, О.М. Смірнова, М.В. Білошицький, Є.А. Власенко, А.В. Пруський, Ю.П. Середа; за заг. ред. П.Б. Волянського. Київ: ТОВ "Інтердрук", 2016. 203 с.

26. Мінімізація радіаційних наслідків лісових пожеж після Чорнобильської катастрофи на основі еколого-інформаційного моніторингу: монографія / О.І. Бондар, С.І. Азаров, В.М. Ващенко, В.І. Паламарчук, В.Л. Сидоренко; за заг. наук. ред. О.І. Бондаря. Херсон: Грінь Д.С., 2016. 300 с.

27. Техногенно-екологічні наслідки Чорнобильської катастрофи: монографія / С.І. Азаров, С.А. Єременко, В.Л. Сидоренко, М.В. Білошицький, Є.А. Власенко, А.В. Пруський; за заг. ред. П.Б. Волянського. Київ: МПБП "Гордон", 2019. 455 с.

28. Чорнобиль четверте десятиліття: монографія / О.І. Бондар, В.М. Ващенко, С.І. Азаров, В.Л. Сидоренко, Є.А. Лоза, І.Б. Кордуба, В.О. Тарасов, О.А. Улицький, В.М. Єрмаков, Ж.І. Патлашенко, О.В. Луньова. Київ: Підприємство "НАІР", 2019. 407 с.

– публікації, в інших виданнях:

29. Сидоренко В.Л., Середа Ю.П., Шевченко І.О., Азаров С.І. Оцінка можливого радіаційного ризику при гасінні пожежі у Чорнобильській зоні відчуження. *Науковий збірник Інституту державного управління у сфері цивільного захисту*. 2015. № 3. С. 105–117.

30. Сидоренко В.Л., Середа Ю.П., Мінська Ю.Ю., Азаров С.І. Теоретичні основи розробки системи комплексного моніторингу зони радіаційної аварії. *Науковий збірник Інституту державного управління у сфері цивільного захисту*. 2015. № 3. С. 117–131.

31. Азаров С., Сидоренко В., Єременко С., Бикова О. Концепція мобільної лабораторії комплексної оцінки та прогнозування надзвичайних ситуацій. *Надзвичайна ситуація*. 2014. № 6(199). С. 48–49.

Наукові праці, які засвідчують апробацію матеріалів дисертації:

32. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Руденко О.В. Дослідження надходження радіонуклідів при лісових пожежах в Чорнобильській зоні. *Двадцять п'ять років*

Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього: зб. доп. міжнар. конф. Ч. 2. (Київ, 20–22 квітня 2011 р.). Київ, 2011. С. 273–277.

33. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Єременко С.А., Бикова О.В. Концепція мобільної лабораторії комплексної оцінки та прогнозування надзвичайних ситуацій: *Техногенна безпека: теорія, практика, інновації*: зб. тез другої міжнар. наук.-прак. конф. (Львів, 12–13 травня 2011 р.). Львів, 2011. С. 3–5.

34. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Руденко О.В. Оцінка коефіцієнту ресуспензії радіонуклідів при лісових пожежах в Чорнобильській зоні. Тез. доп. XXII щоріч. наук. конф. ІЯД НАН України. (Київ, 25–28 січня 2011 р.). Київ, 2011. С. 189–190.

35. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Єременко С.А. Аналіз математичних моделей прогнозування екологічних наслідків забруднення довкілля при аварійних викидах. *Можливості використання методів механіки для розв'язання питань безпеки в умовах надзвичайних ситуацій*: XI наук.-прак. конф. (Харків, 7 грудня 2012 р.). Харків, 2012. С. 76–78.

36. Азаров С.І., Литвинов О.Ю., Сидоренко В.Л., Єременко С.А. Оцінка радіаційного ризику для населення від пожеж в лісах, забруднених радіонуклідами чорнобильського походження. *Радіоекологія-2013. Чорнобиль–Фукусіма. Наслідки*: матер. наук.-прак. конф. (Київ, 26–28 квітня 2013 р.). Київ, 2013. С. 184–186.

37. Азаров С.І., Сидоренко В.Л. Комплексний екологічний моніторинг навколишнього середовища в регіоні за допомогою мобільної лабораторії. *Ідеї академіка В.І. Вернадського та проблеми сталого розвитку регіонів*: матер. XV міжнар. наук.-прак. конф. (Кременчук, 7–8 червня 2013 р.). Кременчук, 2013. С. 62.

38. Єременко С.А., Сидоренко В.Л., Азаров С.І., Білошицький М.В., Смірнова О.М., Власенко Є.А., Пруський А.В. Радіоекологічні аспекти лісових пожеж чорнобильської зони. *Радіоекологія-2014*: зб. матер. наук.-прак. конф. з міжнар. уч. (Київ, 24–26 квітня 2014 р.). Київ, 2014. С. 240–244.

39. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Серета Ю.П. Радіаційні наслідки лісових

пожеж в Україні. Тез. доп. XXII щоріч. наук. конф. ІЯД НАН України. (Київ, 26–30 січня 2015 р.). Київ, 2015. С. 189–190.

40. Серета Ю.П., Сидоренко В.Л., Азаров С.І. Сучасний стан радіоактивного забруднення лісів. *Екологія і природокористування в системі оптимізації відносин природи і суспільства*: зб. тез. II міжнар. наук.-прак. інтер.-конф. (Тернопіль, 19–20 березня 2015 р.). Тернопіль, 2015. С. 121–123.

41. Серета Ю.П., Сидоренко В.Л. Аналіз лісопожежної ситуації та стану протипожежної охорони лісів Чорнобильської зони. *Екологічна безпека держави*: Зб. тез доп. IX всеукр. наук.-прак. конф. молод. учених та студ. (Київ, 16 квітня 2015 р.). Київ: НАУ, 2015. С. 110–111.

42. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Серета Ю.П. Аналіз методів моделювання розвитку лісових пожеж, забруднених технологічними радіонуклідами. *Радіоекологія-2015*: зб. матер. наук.-прак. конф. (Київ, 24–26 квітня 2015 р.). Київ, 2015. С. 146–149.

43. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Серета Ю.П., Демків А.М., Власенко Є.А. Огляд існуючих методів досліджень радіаційних наслідків від пожеж в лісах, забруднених техногенними радіонуклідами: *Радіоекологія-2015*: зб. матер. наук.-прак. конф. (Київ, 24–26 квітня 2015 р.). Київ, 2015. С. 154–159.

44. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Серета Ю.П. Оцінювання радіаційного ризику при гасінні пожеж у лісах Чорнобильській зоні. *Екологічна безпека як основа сталого розвитку суспільства. Європейський досвід і перспективи*: матер. II міжнар. наук.-прак. конф. (Львів, 4–6 листопада 2015 р.). Львів, 2015. С. 117–120.

45. Сидоренко В.Л., Азаров С.І., Серета Ю.П. Концепція системи контролю за лісопожежною ситуацією у зоні Чорнобильській зоні. Зб. наук. праць V всеукр. з'їзд екологів з міжнар. уч. (Вінниця, 23–26 вересня 2015 р.). Київ, 2015. С. 221.

46. Сидоренко В.Л., Азаров І.С., Мінська Ю.Ю. Екологічний моніторинг зони надзвичайної ситуації за допомогою безпілотного літального апарату. Зб. наук. праць V всеукр. з'їзд екологів з міжнар. уч. (Вінниця, 23–26 вересня 2015 р.). Київ, 2015. С. 249.

47. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Серeda Ю.П. Результати експериментальних лабораторних досліджень розповсюдження ^{137}Cs при згорянні зразків лісової біомаси. Тези доп. XXIII щоріч. наук. конф. ІЯД НАН України. (Київ, 1–5 лютого 2016 р.). Київ, 2016. С. 200–201.

48. Серeda Ю.П., Сидоренко В.Л. Охорона лісів в системі забезпечення якісного життя суспільства. *Екологія і природокористування в системі оптимізації відносин природи і суспільства*: матер. III міжнар. наук.-прак. конф. Ч. 1. (Тернопіль, 24–25 березня 2016 р.). Тернопіль, 2016. С. 170–172.

49. Серeda Ю.П., Сидоренко В.Л. Аналіз загроз лісам України. *Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування*: зб. тез. 4-ої міжнар. конгр. (Львів, 21–23 вересня 2016 р.). Львів, 2016. С. 55.

50. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Демків А.М. Розробка радіоекологічної ГІС у районі розташування радіаційно небезпечних об'єктів. *Проблеми екологічної безпеки*: зб. тез доп. XIV міжнар. наук.-техн. конф. (Кременчук, 12–14 жовтня 2016 р.). Кременчук, 2016. С. 13.

51. Демків А.М., Сидоренко В.Л. Системний підхід до управління екологічними ризиками на об'єктах підвищеної екологічної небезпеки. *Екологічна безпека держави*: Зб. тез доп. XI всеукр. наук.-прак. конф. молод. учених та студ. (Київ, 20 квітня 2017 р.). Київ: НАУ, 2017. С. 43.

52. Серeda Ю.П., Сидоренко В.Л. Про можливість використання НВЧ-радіометра для захисту лісів від пожеж. *Екологічна безпека держави*: Збір. тез доп. XI всеукр. наук.-прак. конф. молод. учених та студ. (Київ, 20 квітня 2017 р.). Київ, 2017. С. 225–226.

53. Азаров І.С., Сидоренко В.Л., Демків А.М., Серeda Ю.П. Аналіз методів математичного моделювання екологічної безпеки. *Проблеми екологічної безпеки*: тези доп. XV міжнар. наук.-техн. конф. (Кременчук, 11–13 жовтня 2017 р.). Кременчук, 2017. С. 11.

54. Сидоренко В.Л., Серeda Ю.П., Демків А.М., Азаров І.С. Існуючі підходи до аналізу екологічного ризику. *Проблеми екологічної безпеки*: тези доп. XV

міжнар наук.-техн. конф. (Кременчук, 11–13 жовтня 2017 р.). Кременчук, 2017. С. 66.

55. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Задунай О.С. Комплексний аналіз техногенної безпеки сховища відпрацьованого ядерного палива (СВЯП-1) на ЧАЕС. *Запобігання надзвичайним ситуаціям і їх ліквідація*: матер. наук.-прак. сем. (Харків, 7 лютого 2018 р.). Харків: НУЦЗУ, 2018. С. 6–8.

56. Сидоренко В.Л., Задунай О.С., Азаров І.С. Аналіз існуючих методів оцінки ризику аварій на потенційно небезпечних об'єктах. *Запобігання надзвичайним ситуаціям і їх ліквідація*: матер. наук.-прак. сем. (Харків, 7 лютого 2018 р.). Харків: НУЦЗУ, 2018. С. 59–61.

57. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Задунай О.С. Пожежна безпека сховища відпрацьованого ядерного палива. *Пожежна безпека: проблеми та перспективи*: зб. тез доп. Всеукр. наук.-прак. конф. (Харків, 1–2 березня 2018 р.). Харків: НУЦЗУ, 2018. С. 153–155.

58. Сидоренко В.Л., Задунай О.С., Азаров І.С. Система інформаційної підтримки процедур прийняття управлінських рішень щодо попередження пожеж у Чорнобильській зоні відчуження. *Пожежна безпека: проблеми та перспективи*: зб. тез доп. Всеукр. наук.-прак. конф. (Харків, 1–2 березня 2018 р.). Харків: НУЦЗУ, 2018. С. 200–203.

59. Сидоренко В.Л., Азаров С.І., Власенко Є.А. Удосконалення національної системи контролю за аварійно-радіаційним станом об'єктів Чорнобильської зони відчуження. *Проблеми цивільного захисту населення та безпеки життєдіяльності: сучасні реалії України*: матер. IV Всеукр. заоч. наук.-прак. конф. (Київ, 20 квітня 2018 р.). Київ: НПУ імені М.П. Драгоманова, 2018. С. 116–117.

60. Сидоренко В.Л., Азаров С.І. Питання техногенної безпеки в процесі зняття ЧАЕС з експлуатації. *Проблеми зняття з експлуатації об'єктів ядерної енергетики і відновлення навколишнього середовища (INUDECО 18)*: матер. III міжнар. конф. (Славутич, 25–27 квітня 2018 р.). Чернігів: ЧНТУ, 2018. С. 327–330.

61. Сидоренко В.Л., Азаров С.І. Оцінка стану пожежної безпеки об'єкта

"Укриття". *Проблеми зняття з експлуатації об'єктів ядерної енергетики і відновлення навколишнього середовища (INUDECО 18)*: матер. III міжнар. конф. (Славутич, 25–27 квітня 2018 р.). Чернігів: ЧНТУ, 2018. С. 331–335.

62. Сидоренко В.Л., Серета Ю.П., Азаров С.І. Радіоекологічні наслідки пожеж в Чорнобильській зоні відчуження. *Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення*: зб. наук. ст. XIV міжнар. наук.-прак. конф. (Харків, 10–14 вересня 2018 р.). Харків, 2018. С. 283–288.

63. Азаров С.І., Сидоренко В.Л. Оцінка ймовірності виникнення лісових пожеж в Чорнобильській зоні відчуження. *Актуальні питання техногенної та цивільної безпеки України*: матер. I всеукр. наук. конф. (Миколаїв, 21–22 вересня 2018 р.). Миколаїв, 2018. С. 114–117.

64. Сидоренко В.Л., Азаров С.І. Багатопараметрична модель зміни технічного стану складного комплексу «Новий безпечний конфайнмент – об'єкт "Укриття"». *Проблеми зняття з експлуатації об'єктів ядерної енергетики та відновлення навколишнього середовища (INUDECО 2019)*: матер. IV міжнар. конф. (Славутич, 24–26 квітня 2019 р.). Чернігів: ЧНТУ, 2019. С. 221–227.

Публікації, які додатково відображають наукові результати дисертації:

65. Азаров С.І., Литвинов Ю.В., Паламарчук В.І., Сидоренко В.Л. Забезпечення життєдіяльності населення у складних радіологічних умовах. *Науковий збірник Інституту державного управління у сфері цивільного захисту*. 2013. № 1. С. 117–125.

66. Азаров С.І., Паламарчук В.І., Сидоренко В.Л. Деякі аспекти охорони здоров'я населення в складних радіоекологічних умовах. *Екологічні науки*. 2014. Вип. 5. С. 5–11.

67. Азаров І., Сидоренко В., Серета Ю. Використання безпілотного літального апарата як засобу дистанційного моніторингу надзвичайних ситуацій. *Безпека життєдіяльності*. 2015. № 2. С. 30.

68. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Серета Ю.П. Оцінка можливого токсичного ураження при гасінні пожеж у Чорнобильській Зоні відчуження. *Проблеми техногенної безпеки в Україні та світі (до 30-ї річниці аварії на*

Чорнобильській АЕС): зб. наук. праць міжнар. наук.-прак. конф. (Запоріжжя, 1 березня 2016 р.). Запоріжжя, 2016. С. 13–20.

69. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Серeda Ю.П. Порівняльний аналіз радіоекологічних наслідків аварій на ЧАЕС та «Фукусіма-1». *Радіоекологія-2017*: зб. ст. наук.-прак. конф. з міжнар. уч. (Київ, 24–26 квітня 2017 р.) Київ, 2017. С. 29–32.

70. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Задунай О.С. Порівняльний аналіз радіаційно-екологічних наслідків важких аварій на ЧАЕС та Фукусіма-1. *East European Scientific Journal*. (Warsaw, Poland). 2018. № 10(38), 2018 part 2. С. 59–67.

71. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Задунай О.С. Перспективи використання безпілотних літальних апаратів під час проведення ліквідації наслідків надзвичайних ситуацій. *Вчені записки ТНУ імені В.І. Вернадського. Серія: Технічні науки*. 2018. Том 29(68). № 1, 2018. Частина 1. С. 11–16.

72. Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Задунай О.С. Система контролю вибухопожежонебезпечних ситуацій в приміщеннях сховища відпрацьованого ядерного палива. *Безпека життєдіяльності на транспорті та виробництві – освіта, наука, практика*: матер. V міжнар. наук.-прак. конф. (Херсон, 13–15 вересня 2018 р.). Херсон, 2018. С. 127–132.

73. Сидоренко В.Л., Серeda Ю.П., Азаров С.І. Деякі аспекти імітаційного моделювання екологічних систем. *Екологічна безпека як основа сталого розвитку суспільства. європейський досвід і перспективи*: Матер. III міжнар. наук.-прак. конф. (Львів, 14 вересня 2018 р.). Львів, 2018. С. 74.

74. Сидоренко В.Л., Серeda Ю.П., Азаров С.І. Применение авиационной системы для патрулирования и мониторинга лесных пожаров в Чернобыльской зоне. *Предупреждение и ликвидация чрезвычайных ситуаций: методы, технологии, проблемы и перспективы*: сб. матер. II Междунар. заоч. науч.-прак. конф. (Беларусь, Минск, 28 июня 2018 г.). Минск, 2018. С. 151–155.

75. Азаров С.І., Єременко С.А., Сидоренко В.Л. Весняний період – початок пожежонебезпечного сезону. *Надзвичайна ситуація+*. 2018. № 4. С. 18–20.