

Національний технічний університет України
"Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського"
Міністерство освіти і науки України
Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління
Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України

Кваліфікаційна наукова праця
на правах рукопису

БОРИСОВ ОЛЕКСАНДР ОЛЕКСАНДРОВИЧ

УДК 502.175:[504.5:621.43.064]:[712.254:625.7/.8]:519.876.5]](043.3)

ДИСЕРТАЦІЯ
НАУКОВІ ЗАСАДИ ОЦІНЮВАННЯ РІВНЯ
ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ МІСЬКИХ ЗОН ВІДПОЧИНКУ,
ПРИЛЕГЛИХ ДО АВТОДОРИГ

21.06.01 – екологічна безпека

Подається на здобуття наукового ступеня кандидата технічних наук
Дисертація містить результати власних досліджень. Використання ідей,
результатів і текстів інших авторів мають посилання на відповідне джерело
_____ О. О. Борисов

Науковий керівник – Кофанова Олена Вікторівна, доктор педагогічних наук,
кандидат хімічних наук, професор

Київ – 2020

АНОТАЦІЯ

Борисов О. О. Наукові засади оцінювання рівня екологічної безпеки міських зон відпочинку, прилеглих до автодоріг. – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня кандидата технічних наук за спеціальністю 21.06.01 – Екологічна безпека (101 – Екологія). – Національний технічний університет України "Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського"; Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління, Київ, 2020.

Ідея роботи полягає у встановленні рівня екологічної безпеки міських рекреаційних територій, прилеглих до автодоріг, застосуванням методів експрес-аналізу, математичного моделювання і комплексного підходу до оцінювання змін у екологічному стані під впливом викидів автотранспортних засобів (АТЗ).

У *вступі* обґрунтовано актуальність теми дослідження, показано зв'язок роботи з науковими програмами, планами і темами; сформульовано ідею, мету і завдання, а також об'єкт і предмет дослідження; описано методи дослідження; відображено наукову новизну і практичне значення отриманих результатів, а також особистий внесок автора; наведено дані про апробацію результатів дослідження та їх публікацію.

У *першому* розділі проведено аналіз літературних джерел за тематикою дослідження. На основі аналізу процесів, що відбуваються у міському середовищі за участю інгредієнтів викидів АТЗ, оцінено їх екотоксикологічний вплив на довкілля і особливо на придорожні території міста, на здоров'я людей. Автотранспортні потоки через викиди оксидів Карбону, Нітрогену та Сульфуру, дрібнодисперсного пилу, альдегідів і поліароматичних вуглеводнів, а також через розливи нафтопродуктів становлять значну небезпеку для навколишнього природного середовища. Автотранспортні потоки, що рухаються містом, також створюють суттєву небезпеку і для об'єктів і територій рекреаційного призначення.

У зв'язку з цим автором досліджено проблему забезпечення прийняттого рівня екологічної безпеки міських зон відпочинку, розташованих поряд з автодорогами. Узагальнення існуючих у вітчизняній і світовій практиці підходів з підвищення рівня екологічної безпеки показало необхідність і актуальність подальшого розвитку системи екологічного моніторингу застосуванням експрес-методів аналізу і оцінювання навантаження з боку автотранспорту методами математичного моделювання. Це дало змогу обґрунтувати ідею, мету і завдання дисертаційного дослідження.

У *другому* розділі обґрунтовано методологію проведення експериментальних досліджень, описано методики відбору проб води і ґрунтів, проведення експрес-аналізів за потенціометричним, кондуктометричним, денсиметричним, віскозиметричним, сталагмометричним та оптичними методами, зокрема з використанням нефелометрії і рефрактометрії. Описано методику статистичного опрацювання результатів дослідження і доведення відтворюваності експериментів.

Для комплексного аналізу ступеня екологічної небезпеки міських зон відпочинку, прилеглих до автодоріг, проводили відбір проб води і ґрунтів, а також натурні дослідження автотранспортних потоків. Вивчали закономірності шкідливого впливу компонентів викидів АТЗ на здоров'я людей і рекреаційні території залежно від дорожніх і погодних умов, швидкості та режиму руху, інтенсивності автотранспортних потоків.

Третій розділ присвячено результатам досліджень впливу навантаження від автотранспортних потоків на території рекреаційного призначення за допомогою вивчення кислотно-основного і сольового забруднення ґрунтових витяжок, снігового покриву і поверхневих вод, а також забруднення територій важкими металами, синтетичними поверхнево-активними речовинами тощо.

Вивчення кислотно-основного і сольового забруднення досліджуваних зон відпочинку і водних об'єктів викидами АТЗ проводили в осінньо-зимній та ранньо-весняний періоди, коли до ґрунту потрапляють не тільки шкідливі

речовини викидів АТЗ, а й залишки протижеледних засобів, що використовуються комунальними службами взимку. Зміну кислотності ґрунтів, снігового покриву і проб води визначали потенціометрично. Якісний аналіз проб на наявність аналітичних кількостей хлорид-іонів Cl^- проводили за тест-реакцією з нітратом Аргентуму: $\text{Cl}^- + \text{Ag}^+ = \text{AgCl}$, тоді як кількісне визначення вмісту іонів проводили за титриметричним методом Мора у слабо лужному середовищі ($\text{pH} = 6,5 \dots 10$). Як кількісний критерій сольового забруднення досліджуваних проб використовували показник сольового забруднення $K_{\text{сол.з.}}$. Вміст іонів важких та інших металів, зокрема, Плюмбуму Pb , Цинку Zn , Кадмію Cd , Купруму Cu , Меркурію Hg та Феруму Fe визначали за якісними реакціями у ґрунтових витяжках, пробах снігу і води.

Встановлено, зокрема, що поблизу скверу імені Василя Стуса і парку "Нивки" спостерігається стійкий високий рівень забруднення, причому незалежно від пори року. При цьому pH ґрунтових витяжок сильно зміщені у бік лужного середовища. Це пояснюється, по-перше, розташуванням цих паркових зон поблизу до автодоріг і напружених транспортних розв'язок, а по-друге, зростанням у цьому напрямі інтенсивності автотранспортних потоків, а також щільною міською забудовою. Сольове забруднення досліджуваних зон відпочинку демонструє небезпечне перевищення фонових значень, особливо навесні, після танення снігу.

За емпіричними даними розраховували показник кислотно-сольового забруднення ($K_{\text{к-с.з.}}$), який визначали для кожної зони окремо в різні періоди року як незважену суму зміни кислотно-основної рівноваги досліджуваної ділянки (за показником $\text{pH}_i/\text{pH}_\phi$) і відносного показника сольового забруднення ґрунту ($C(\text{Cl}^-) / C_\phi(\text{Cl}^-)$), проб води тощо. Встановлено, що кислотне і сольове забруднення досліджуваних зон відпочинку корелюють між собою, а залежності $K_{\text{к-с.з.}}$ від $K_{\text{сол.з.}}$ мають лінійний характер незалежно від пори року.

Якісним хімічним аналізом встановлено наявність у деяких пробах ґрунту і води іонів таких важких металів, як Цинк, Кадмій, Плюмбум (перший клас безпеки) та Купрум (другий клас безпеки). Вміст цих іонів суттєво підвищується навесні після танення снігу, що зумовлено не тільки роботою АТЗ, а

й роторною перевалкою снігу на придорожні ґрунти. Іонів Меркурію у досліджуваних пробах не виявлено. Крім того, у жодній з проб не було встановлено радіаційного забруднення. За методом кондуктометрії проводили експрес-аналіз наявності у ґрунтових витяжках і пробах води солей металів, зокрема важких. Сутність методики полягає у тому, що більшість розчинних солей металів є сильними електролітами, які у водних розчинах майже повністю дисоційовані на іони, що спричинює значне підвищення електропровідності розчинів. Отже, за кондуктометричними даними можна встановити наявність у пробах води чи ґрунтових витяжках рухливих форм хімічних елементів та спрогнозувати міграційну активність їх іонів. За цим методом міграційна активність іонів хімічних елементів виступає як чутливий індикатор рівня забруднення і деградації ґрунтів, водних об'єктів тощо речовинами-електролітами.

Відомо, що на розсіювання забруднювальних речовин у повітряному середовищі значно впливають температура і вологість повітря, вітровий режим, орографія місцевості тощо. Тому для дослідження дисперсії інгредієнтів викидів АТЗ проаналізовано кліматичні умови м. Києва, вивчено орографію досліджуваної місцевості, а також особливості міської забудови. Це дало змогу за допомогою методів математичного моделювання і обчислювального експерименту спрогнозувати техногенне навантаження на приземне повітряне середовище з боку викидів АТЗ з урахуванням метеорологічних умов і орографії місцевості.

Четвертий розділ присвячено обґрунтуванню доцільності застосування комплексного показника техногенного навантаження (КПН), який враховує тип діяльності і вид відпочинку людей як індикатору рівня екологічної небезпеки прилеглих до автодоріг зон відпочинку.

З'ясовано, що адекватно процес дисперсії шкідливих домішок у приземному шарі повітряного простору описується диференціальним рівнянням турбулентної дифузії. Під час побудови математичних моделей використано факельну модель М. Є. Берлянда в інтерпретації В. О. Холоднова. На мові програмування C++ створено програму для

розрахунку коефіцієнтів турбулентної дифузії домішок за різних температур, за допомогою якої у середовищі MathCad змодельовано поля дисперсії основних забруднювачів викидів АТЗ (чадного газу CO, оксидів Нітрогену NO_x (у перерахунку на NO₂), дрібнодисперсних частинок пилу РМ) у приземному шарі атмосферного повітря за різних метеорологічних умов.

За обчислювальним експериментом встановлено екологічне навантаження на приземний простір з боку викидів автотранспортних потоків за різних вітрових режимів; визначено найнебезпечніші для досліджуваних зон відпочинку напрямки і швидкості вітру. Досліджено закономірності дисперсії і локального небезпечного концентрування поллютантів, встановлено мінімальні відстані від дороги, на яких спостерігаються екологічно прийнятні концентрації шкідливих домішок.

За емпіричними даними і даними моніторингових досліджень оцінювали неканцерогенний ризик для здоров'я людей, відпочиваючих на досліджуваних рекреаційних територіях, і визначали екологічний стан зон відпочинку; проводили порівняння з запропонованим нами у якості індикатора екологічної небезпеки зон відпочинку комплексним показником техногенного навантаження. Залежність КПН від виду діяльності людей (сімейний відпочинок з дітьми, пікнік, відвідування "відкритого" кафе, прогулянка, купання тощо) обумовлює й певні відмінності у впливі кожної складової навколишнього середовища на цей показник. Цей вплив можна врахувати коригуванням відповідних вагових коефіцієнтів для показників забруднення атмосферного повітря, ґрунтів і водойм.

При оцінюванні ризиків для здоров'я людей, які відпочивають на міських рекреаційних територіях, особливо поблизу природних або штучних водойм, використовували систему критеріїв, рекомендованих ВООЗ. За емпіричними даними і даними моніторингових досліджень встановлено, що для досліджуваних зон відпочинку найнебезпечніший вплив чинить саме забруднення приземного шару атмосферного повітря викидами двигунів АТЗ, а серед екологічних ризиків превалює ризик для здоров'я населення (хронічна дія). Встановлений достатньо

високий рівень ризику для здоров'я людей тісно пов'язаний із викидами оксидів Нітрогену NO_x , які під впливом сонячної радіації (фотоліз) і сильних окисників (кисень, озон тощо) у повітряному середовищі майже на 95 % перетворюються на небезпечний оксид Нітрогену (IV) NO_2 . Також досить небезпечним є вміст у повітряному середовищі міста формальдегіду, який найчастіше є вторинним забруднювачем довкілля. Саме ці забруднювачі, окрім хронічних ефектів, за умов перевищення гранично допустимих концентрацій можуть спричинити й гострі ефекти для здоров'я людей. При уточненні значень рівнів ризику було приділено особливу увагу метеорологічним умовам, оскільки, наприклад, напрям і швидкість вітру, а також наявність опадів (дощу, снігу тощо) суттєво впливають на екологічну ситуацію на досліджуваних територіях.

Встановлено, що на більшості досліджених зон відпочинку рівень екологічного ризику є гранично допустимим, однак для територій поряд із озерами № 14 і № 15 та парком імені Романа Шухевича ризик є неприйнятним для населення. У роботі проведено моделювання і візуалізацію залежностей КПН від двох параметрів – масових викидів шкідливих речовин двигунами АТЗ і мінімальної відстані від дороги, на якій спостерігається екологічно прийнятна концентрація домішки (немає перевищення її ГДК_{м.р.}). Аналіз залежностей надає змогу спрогнозувати взаємний вплив токсичності викидів автотранспортних потоків і екологічно прийнятної відстані від дороги на геохімічне забруднення міських зон відпочинку, розташованих поблизу автодоріг. Найвищі значення КПН відповідають областям максимальних значень обох незалежних змінних.

У роботі розроблено й обґрунтовано наукові рекомендації з удосконалення системи екологічного моніторингу та управління екологічною безпекою міських зон відпочинку на основі застосування експрес-аналізу компонентів довкілля, прогнозування за допомогою математичних моделей дисперсії інгредієнтів викидів АТЗ з урахуванням кліматичних і метеорологічних умов, орографії місцевості тощо та застосування КПН, який враховує тип діяльності та вид відпочинку людей. Одержані результати можуть бути використані під час

проектування нових автодоріг, планування та реконструкції міських рекреаційних зон, організації дорожнього руху тощо.

Ключові слова: екологічна безпека, екологічний моніторинг, кислотно-основне і сольове забруднення, забруднення атмосферного повітря, оцінювання якості довкілля, викиди автотранспортних засобів, рекреаційні території, техногенне навантаження.

ABSTRACT

Borysov O. Scientific bases of the assessment of the level of ecological safety of urban recreational areas located nearby highways. – Qualifying scientific work, the manuscript.

The thesis for the degree of candidate of technical sciences in speciality 21.06.01 – Environmental safety (101 – Ecology). – National Technical University of Ukraine "Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute"; State Environmental Academy of Postgraduate Education and Management, Kyiv, 2020.

The *idea of the work* is to establish the level of ecological safety of urban recreational areas adjacent to highways, using methods of express-analysis, mathematical modeling and a comprehensive approach to assessing changes in the ecological state under the influence of vehicle emissions.

The *introduction* substantiates the relevance of the research topic, shows the connection of the thesis with scientific programs, plans and topics; the idea, purpose and tasks, as well as the object and subject of research are formulated in the introduction; research methods are described; introduction reflects the scientific novelty and practical significance of the obtained results, as well as the personal contribution of the author; data on approbation of research results and their publication are given.

The *first section* analyzes the literature sources on the research topic. The ecotoxicological impact of the vehicle emission ingredients on the environment and especially on the roadside areas of the city, on human health was analyzed. Motor traffic flows due to emissions of Carbon, Nitrogen and Sulfur oxides, fine dust, aldehydes and polyaromatic hydrocarbons, as well as due to oil spills pose a significant

danger to the environment. City traffic also poses a significant risk to recreational areas.

Because of it, the author explores the problem of ensuring an acceptable level of ecological safety of urban recreation areas located near roads. The generalization of existing in national and international practice approaches to improving the level of ecological safety has shown the need and relevance of further development of the environmental monitoring system using express-methods of analysis and load assessment of vehicles by mathematical modeling. This made it possible to substantiate the idea, purpose and objectives of the dissertation research.

The *second section* substantiates the methodology of experimental research, describes methods of water and soil sampling, as well as express-analysis by potentiometric, conductometric, densimetric, viscometric, stalagmometric and optical methods, in particular using nephelometry and refractometry. The methods of statistical processing of research results and proving the reproducibility of experiments are described. For a comprehensive analysis of the degree of ecological danger of urban recreation areas adjacent to highways, water and soil sampling was carried out, as well as field studies of traffic flows. The peculiarities of harmful effects of vehicle emissions on human health and recreational areas depending on road and weather conditions, speed and mode of traffic, the intensity of traffic flows were studied.

The *third section* is devoted to the results of studies of the impact of traffic load on the recreational territories by studying acid-base and salt pollution of soil extracts, snow cover and surface water, as well as pollution by heavy metals, synthetic surfactants and more. The study of acid-base and salt contamination of the studied recreational areas and water bodies by vehicle emissions was carried out in the autumn-winter and early spring periods, when not only harmful vehicle emissions but also remnants of anti-icing agents used in winter penetrate into the soil. The change in acidity of soil, snow cover and water samples was determined potentiometrically. Qualitative analysis of samples for the presence of analytical amounts of chloride ions Cl^- was performed by a test reaction with Argentum nitrate: $\text{Cl}^- + \text{Ag}^+ = \text{AgCl}$, while the quantitative determination of the ion content was performed by the titrimetric Mohr method in a slightly alkaline medium ($\text{pH} = 6,5 \dots 10$). As a quantitative criterion of salt

contamination of the studied samples the indicator of salt contamination $K_{\text{sol.cont.}}$ (in a percentage) was used. The content of heavy and other metal ions, in particular, lead Pb, Zinc Zn, cadmium Cd, copper Cu, mercury Hg and iron Fe was determined by qualitative reactions in soil extracts, snow and water samples.

In particular, it has been established that a stable high level of pollution is observed near the Vasyl Stus and Nyvky parks, regardless of the season. The pH of soil extracts is strongly shifted towards the alkaline environment. This is due, firstly, to the location of these park areas near highways and traffic interchanges, and secondly, due to the increase in the intensity of traffic flows in this direction, as well as dense urban development. Salt contamination of the studied recreational areas demonstrates a dangerous excess of background values, especially in the spring, after the snow melts.

By empirical data the rate of acid-salt pollution ($K_{\text{a-s.p.}}$) was calculated. It was determined for each zone separately at different times of the year as an unweighted sum of changes in the acid-base balance of the studied area and relative indicator of salt contamination of soil, water samples, etc. It was established that acid and salt pollution of the studied recreational areas correlate with each other, and the dependences of $K_{\text{a-s.p.}}$ from $K_{\text{sol.cont.}}$ have a linear character regardless of the season.

Qualitative chemical analysis revealed the presence of heavy metal ions in some soil and water samples, such as zinc, cadmium, lead (first hazard class) and copper (second hazard class). The content of these ions increases significantly in the spring after the snow melts. No mercury ions were detected in the studied samples. In addition, no radiation contamination was detected in any of the samples. By the method of conductometry, an express-analysis of the presence of metal salts, in particular, salts of heavy metals, in soil extracts and water samples was performed.

It is known that the dispersion of pollutants in the air is significantly influenced by temperature and humidity, wind regime, orography of the area etc. Therefore, to study the dispersion of vehicle emission ingredients, the climatic conditions of Kyiv city were analyzed, the orography of the studied areas was investigated, as well as the features of urban building. This made it possible to predict the technogenic load on the surface air environment from vehicle emissions

using mathematical modeling and computational experiment taking into account meteorological conditions and orography of these territories.

The *fourth section* is devoted to substantiation of expediency of application of the complex indicator of technogenic load (CITL) which considers a type of activity and a kind of human rest as the indicator of the level of ecological danger of recreational areas located near to highways.

During the development of mathematical models, the torch model of M. E. Berland was used in the interpretation of V. O. Kholodnov. In the C++ language, a program was created for the calculation of coefficients of turbulent diffusion of impurities at different temperatures, using which in the MathCad environment the dispersion fields of the main pollutants of vehicle emissions (carbon monoxide CO, nitrogen oxides NO_x (in terms of NO₂), particulate matter PM) in the surface layer of atmospheric air in different weather conditions were created.

According to the computational experiment, the ecological load on the surface space from the emissions of traffic flows under different wind regimes was established; the most dangerous for the studied recreational areas wind directions and speed were identified. The peculiarities of dispersion and local dangerous concentration of pollutants were investigated, the minimum distances from the road at which ecologically acceptable concentrations of harmful impurities are observed were identified.

By empirical data and monitoring studies the non-carcinogenic risk to the health of people resting in the studied recreational areas was assessed, the ecological state of recreation areas was determined; a comparison with CITL, which was proposed as an indicator of environmental hazard of recreational areas was conducted. The dependence of CITL on the type of human activity (family vacations with children, picnics, visits to "outdoor" cafes, walks, swimming, etc.) causes some differences in the impact of each component of the environment on this indicator. This effect can be taken into account by adjusting the appropriate weight coefficients for air, soil and water pollution indicators.

A system of criteria recommended by the WHO was used to assess the health risks of people resting in urban recreational areas, especially near natural or artificial water bodies. According to empirical data and monitoring studies, it was established

that the most dangerous impact for the studied recreational areas is the pollution of the surface air by emissions of vehicle engines, and among the environmental risks the risk to public health prevails (chronic action). The established high level of risk to human health is closely related to the emissions of nitrogen oxides NO_x , which under the influence of solar radiation (photolysis) and strong oxidants (oxygen, ozone, etc.) in the air are almost 95 % converted into hazardous NO_2 . Also the content of formaldehyde in the air of the city, which is often a secondary pollutant, is quite dangerous. These pollutants, in addition to chronic effects, can cause acute effects on human health when the maximum permissible concentrations are exceeded.

It was found that in most of the studied recreational areas the level of ecological risk is critically acceptable, but for the areas located near the lakes № 14 and № 15, as well as the territories of Roman Shukhevych Park the risk is unacceptable for the population. The simulation and visualization of the dependences of CITL on two parameters (mass emissions of harmful substances from vehicle engines and the minimum distance from the road on which there is an environmentally acceptable concentration of impurity (no excess of its maximum permissible concentration)) were conducted. The analysis of dependencies makes it possible to predict the combined influence of the toxicity of emissions from traffic flows and environmentally acceptable distance from the road on the geochemical pollution of urban recreational areas located near highways.

Scientific recommendations for improving the system of ecological monitoring and management of ecological safety of urban recreational areas were developed and substantiated. They are based on the use of express-analysis of environmental components, forecasting using mathematical models of dispersion of vehicle emission ingredients taking into account climatic and meteorological conditions, etc., as well as use of CITL which takes into account types of activity and recreation of people. The obtained results can be used during the design of new roads, planning and reconstruction of urban recreational areas, traffic organization, etc.

Keywords: ecological safety, environmental monitoring, acid-base and saline contamination, air pollution, environmental quality assessment, exhaust gases emissions, recreational territories, technogenic load.

СПИСОК НАУКОВИХ ПРАЦЬ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

Праці, в яких опубліковані основні наукові результати дисертації:

Статті у наукових фахових виданнях України:

1. Борисов О. О. Геоекологічна оцінка ризику кислотно-сольового забруднення приміагістральних ділянок педосфери (на прикладі міста Києва). *Техніка, енергетика, транспорт АПК*. 2016. № 4(96). С. 41–48.

2. **Борисов О. О.**, Кофанова О. В. Потенціометрія, кондуктометрія і рефрактометрія як методи експрес-контролю якості ґрунтів і поверхневих вод у зонах відпочинку людей. *Науковий вісник ТДАТУ*. 2019. № 9 (1). URL: <http://oj.tsatu.edu.ua/index.php/visnik/article/view/231/215> (дата звернення: 21.05.2020). DOI: 10.31388/2220-8674-2019-1-44.

Особистий внесок дисертанта: аналіз літературних джерел, постановка мети і задач дослідження; інтерпретація результатів дослідження у частині імплементації методів експрес-контролю якості ґрунтів і поверхневих вод у зонах відпочинку людей з метою встановлення на них впливу токсичних відпрацьованих газів автотранспорту.

Статті у наукових фахових виданнях України, включених до міжнародних наукометричних баз даних:

3. **Борисов О. О.**, Кофанова О. В. Комплексний аналіз геохімічного стану придорожніх територій великого міста. *Вісник Нац. техніч. ун-ту "ХПІ". Сер. : Нові рішення в сучасних технологіях. X* : НТУ "ХПІ". 2017. № 32 (1254). С. 91–97. DOI: 10.20998/2413-4295.2017.32.15 (*індексується в WorldCat, Google Scholar, Index Copernicus, Ulrich's Periodicals Directory*).

Особистий внесок дисертанта: формулювання ідеї, постановка мети і завдань дослідження, збір та обробка вихідної моніторингової інформації, інтерпретація результатів дослідження.

4. **Борисов О. О.**, Кофанов О. Є. Екологічне навантаження з боку автотранспортних потоків на придорожні території рекреаційного

призначення. *Енергетика : економіка, технології, екологія*. 2018. № 4. С. 124–133 (включено до РІНЦ, Наукова періодика України, Google Scholar).

Особистий внесок дисертанта: добір та аналіз наукової літератури, інтерпретація результатів щодо оцінювання антропогенного навантаження, спричиненого автотранспортом, на рекреаційні придорожні території.

5. **Борисов О. О.**, Кофанова О. В. Проблеми вторинної міграції хімічних елементів – інгредієнтів викидів автотранспортних засобів на придорожніх рекреаційних територіях міст. *Екологічні науки*. 2019. Вип. 1 (924). т. 1. С. 17–21 (індексується в *Index Copernicus*).

Особистий внесок дисертанта: участь у проведенні натурних і лабораторних досліджень, побудові математичних моделей, уточненні та інтерпретації результатів.

6. **Борисов О. О.**, Кофанова О. В. Інтегральний показник геохімічного забруднення міських рекреаційних зон внаслідок автотранспортного навантаження. *Енергетика: економіка, технології, екологія*. 2019. № 1. С. 117–129 (включено до РІНЦ, Наукова періодика України, Google Scholar).

Особистий внесок дисертанта: формулювання ідеї, постановка мети і завдань дослідження, збір та обробка вихідної інформації, інтерпретація результатів дослідження.

7. Kofanov O., Vasylykevych O., Kofanova O., Zozul'ov O., Kholkovsky Yu, Khrutba V., **Borysov O.**, Bobryshov O. Mitigation of the environmental risks resulting from diesel vehicle operation at the mining industry enterprises. *Mining of Mineral Deposits*. 2020. 14(2). С. 110–118. DOI: 10.33271/mining14.02.110 (входить до *Scopus, Web of Science Core Collection, WorldCat, Academic Resource Index (ResearchBib), Google Scholar, Vernadsky National Library of Ukraine, Institutional Repository National Mining University of Ukraine, Scientific Electronic Library Periodicals of the NAS of Ukraine*).

Особистий внесок дисертанта: збір та обробка вихідної інформації, участь у проведенні моделювання, інтерпретація результатів дослідження.

Праці у закордонних наукових фахових виданнях:

8. Кофанова Е. В., **Борисов А. А.**, Евтеева Л. И. Рассеивание вредных веществ в придорожном воздушном пространстве вблизи водных объектов г. Киева. *Горная механика и машиностроение*. 2018. № 2. С. 31–38 (Республіка Білорусь).

Особистий внесок дисертанта: вивчено дорожні умови, характеристики транспортних потоків автомагістралями м. Києва; визначено обсяги викидів автотранспортними засобами на досліджуваних ділянках, взято участь у створенні математичних моделей забруднення придорожнього повітряного простору.

Праці, які засвідчують апробацію матеріалів дисертації:

9. Борисов А. А. Токсикологическое воздействие выбросов автомобильного транспорта на окружающую среду и здоровье человека. Сборник материалов 72-й студ. науч.-техн. конф., 20–28 квіт. 2016 р. Мінськ : БНТУ, 2016. С. 128–132.

10. Кофанова О. В., **Борисов О. О.** Новітній підхід до моделювання шкідливого впливу автомобільного транспорту на довкілля. *Проблеми інноваційного розвитку та інформаційного суспільства* : матеріали V Міжнар. форуму, 20–21 жовт. 2016 р., у 2-х частинах, ч. 1. К.: УкрІНТЕІ, 2016. С. 129–134.

Особистий внесок дисертанта: збір та обробка даних, проведення моделювання й інтерпретація результатів дослідження.

11. Борисов О. О. Аналіз негативного впливу автотранспортних потоків на прилеглі території та здоров'я людини. *Сталий розвиток країни в рамках Європейської інтеграції*: тези Всеукр. наук.-практ. конф., 27 жовт. 2016 р. Житомир: ЖДТУ, 2016. С. 15.

12. Борисов О. О. Аналіз шляхів поліпшення екологічного стану територій, порушених під впливом автотранспортних потоків. *Архітектура та екологія* : Матеріали VIII Міжнар. наук.-практ. конф., 31 жовт.–1 листоп. 2016 р. К.: НАУ, 2016. С. 49–51.

13. Борисов О. О. Хімічні та фізико-хімічні перетворення шкідливих речовин викидів автотранспорту у докiллі. *Ресурсозбереження і екологічна безпека*: Міжнар. наук.-техн. конф., 8 груд. 2016 р. Київ : НТУУ "КПІ", 2016. С. 4–6.

14. Борисов А. А. Опасность изменения кислотно-солевого баланса городских приавтомагистральных почв. *Электроэнергетика, гидроэнергетика, надежность и безопасность*: материалы Республиканской науч.-практ. конф., 24 груд. 2016 р. Душанбе: Промекспо, 2016. С. 290–293.

15. Борисов О. О. Еколого-економічний ризик сольового забруднення і деградації ґрунтів великого міста. *Творчий пошук молоді – курс на ефективність*: тези доповідей VIII Міжнар. наук.-теор. інтернет-конф. молодих учених, аспірантів, студентів, 21 берез. 2017 р. Хмельницький : ХКТЕІ, 2017. С. 22–25. URL: <http://www.xktei.km.ua/files/tp.pdf> (дата звернення: 01.06.2020).

16. **Борисов О. О.**, Назарова Т. М. Хімічні аспекти сольового та кислотного забруднення придорожніх ґрунтів. *Політ. Сучасні проблеми науки. Екологічна безпека*: XVII міжнар. наук-практ. конф. молодих учених і студентів, 4–7 квіт. 2017 р. Київ: НАУ, 2017. С. 93.

Особистий внесок дисертанта: збір та обробка вихідної інформації, участь у проведенні експериментів, аналіз результатів.

17. Борисов О. О. Геоекологічні аспекти розповсюдження забруднювачів на придорожніх територіях великих міст. *Перспективи розвитку гірничої справи та раціонального використання природних ресурсів*: тези IV Всеукр. наук.-практ. конф. студентів, аспірантів та молодих вчених, 12–13 квіт. 2017 р. Житомир: ЖДТУ, 2017. С. 6–8.

18. **Борисов О. О.**, Кофанова О. В. Альтернативне пальне для екологізації автотранспортного комплексу. *Екологічна безпека: сучасні проблеми та пропозиції*: збірник наук. праць Всеукр. наук.-практ. конф., 21 квіт. 2017 р., т. 2. Харків, Київ: Інтерсервіс, 2017. С. 251–255.

Особистий внесок дисертанта: обробка інформації із наукових літературних джерел, аналіз сучасних технологічних рішень й визначення потенційних позитивних ефектів для міст від використання альтернативних палив.

19. Кофанова О. В., **Борисов О. О.** Вплив модуляції фізико-хімічних властивостей моторних палив на покращення екологічних та експлуатаційних характеристик автотранспортних засобів. *Енергетика. Екологія. Людина*: тези доповідей ІХ міжнар. наук.-техн. конф., 25–26 трав. 2017 р. Київ : КПІ ім. Ігоря Сікорського, 2017. С. 38–41.

Особистий внесок дисертанта: аналіз потенційного позитивного ефекту для міських територій від використання палив зі зміненими фізико-хімічними властивостями.

20. **Борисов О. О.**, Кофанова О. В. Ризики впливу автотранспортних потоків на стан міського повітряного середовища. *Енергетика. Екологія. Людина*: збірник наук. праць ІХ міжнар. наук.-техн. конф. Інституту енергозбереження та енергоменеджменту, 25–26 трав. 2017 р. К.: КПІ ім. Ігоря Сікорського, 2017. С. 248–252.

Особистий внесок дисертанта: формулювання ідеї, постановка мети і завдань дослідження, збір та обробка даних, інтерпретація результатів.

21. Борисов О. О. Геохімічне забруднення придорожніх ґрунтів та поверхневих вод. *Безпека людини у сучасних умовах*: збірник наукових статей та матеріалів ІХ-ї міжнар. наук.-метод. конф. та 121-ї міжнар. конф. ЕАС, 7–8 груд. 2017 р. Харків: НТУ "ХПІ", 2017. С. 139–144.

22. **Борисов О. О.**, Кофанова О. В. Вплив автотранспортної інфраструктури на геоекологічний стан придорожньої території. *Сучасні проблеми екології*: тези XIV Всеукр. наук. on-line конф. студентів, магістрів та аспірантів з міжнар. участю, 15 берез. 2018 р. Житомир: ЖДТУ, 2018. С. 24.

Особистий внесок дисертанта: формулювання ідеї дослідження, постановка його мети і завдань, інтерпретація результатів дослідження.

23. **Борисов О. О.,** Кофанова О. В. Розподіл концентрації забруднювачів відпрацьованих газів автотранспортних засобів у приземному шарі повітря. *Енергетика. Екологія. Людина*: збірник наук. праць X наук.-техн. конф. Інституту енергозбереження та енергоменеджменту. Київ : КПІ ім. Ігоря Сікорського, 2018. С. 377–381.

Особистий внесок дисертанта: проведення моделювання й інтерпретація його результатів.

24. **Борисов А. А.,** Кофанова Е. В. Оценка экологического состояния придорожных водных объектов методом математического моделирования. Актуальні проблеми енергетики та екології: матеріали XVII Всеукр. наук.-техн. конф., 26–29 верес. 2018 р. Одеса: ОНАХТ, 2018. С. 37–38.

Особистий внесок дисертанта: моделювання впливу автотранспортного забруднення на стан водних об'єктів міста.

25. **Borysov O.,** Kofanova O. Assessment of the automobile pollution influence on urban roadside territories and surface waters. *Водопостачання та водовідведення: проектування, будова, експлуатація, моніторинг*: матеріали 3-ї міжнар. наук.-практ. конф., 23–25 жовт. 2019 р. Львів : Видавництво Львівської політехніки, 2019. С. 12–13.

Особистий внесок дисертанта: оцінка негативного впливу транспортного забруднення на довкілля міст, особливо територій рекреаційного призначення, із використанням математичного моделювання.

26. **Борисов О. О.,** Кофанов О. Є., Кофанова О. В. Моделювання забруднення міських рекреаційних територій, що прилягають до автодоріг. *Управлінські, правові та економічні аспекти забезпечення безпеки життєдіяльності населення і територій*: матеріали Всеукр. наук.-практ. конф. молодих вчених, курсантів та студентів. Львів: ЛДУ БЖД, 2019. С. 10–13.

Особистий внесок дисертанта: формулювання ідеї, постановка мети і завдань дослідження, збір та обробка вихідної інформації із використанням методів математичного моделювання.

27. **Борисов О. О.,** Кофанова О. В. Просторово-територіальне забруднення міських зон відпочинку. *Зелене будівництво: матеріали I Міжнар. наук.-практ. конф., 12–13 листоп. 2019 р. Київ, Миколаїв: КНУБА, 2019. С. 53–55.*

Особистий внесок дисертанта: проведення моделювання розповсюдження забруднювальних речовин поблизу зон відпочинку людей.

28. **Борисов О. О.,** Кофанова О. В. Геоінформаційні системи в оцінці впливів компонентів міської інфраструктури на довкілля. *Новітні технології сучасного суспільства (НТСС-2019): наук.-практ. конф., 12 груд. 2019 р. Чернігів: ЧНТУ, 2019. С. 90–91.*

Особистий внесок дисертанта: формулювання ідеї, постановка мети і завдань дослідження, збір та обробка вихідної інформації, інтерпретація результатів дослідження.

ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СКОРОЧЕНЬ І ТЕРМІНІВ	23
ВСТУП	24
РОЗДІЛ 1 АНАЛІТИЧНИЙ ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ І ПОСТАНОВКА ПРОБЛЕМИ	32
1.1 Забезпечення сталого розвитку урбанізованих територій підвищенням екологічності автотранспорту	32
1.2 Чинники екотоксикологічного впливу з боку автотранспортних потоків на зони відпочинку людей	36
1.3 Аналіз підходів у моделюванні розсіювання шкідливих домішок у приземному повітряному просторі	43
Ідея, мета і завдання дослідження	51
РОЗДІЛ 2 ОБ'ЄКТИ, МЕТОДИ І МЕТОДОЛОГІЯ ДОСЛІДЖЕНЬ	53
2.1 Водні об'єкти і паркові зони, що підлягали дослідженню	53
2.2 Відбір проб та аналіз забруднення ґрунтів і атмосферних опадів викидами двигунів автотранспортних засобів	61
2.3 Натурні спостереження за динамікою транспортних потоків на дорогах, розташованих поряд з зонами відпочинку людей, та розрахунок обсягів викидів забруднювальних речовин двигунами автотранспортних засобів	65
2.4 Встановлення радіаційного забруднення проб ґрунтів і донних відкладень	70
2.5 Електрохімічні й оптичні методи дослідження природних систем, фізико-хімічний аналіз	79
2.5.1 Вимірювання електропровідності водних розчинів	80

2.5.2	Потенціометричні дослідження (визначення активної реакції водного розчину)	84
2.5.3	Рефрактометрія як метод аналізу змін у середовищі	93
2.6	Методика статистичного опрацювання результатів експериментів	99
	Висновки до другого розділу	102
	РОЗДІЛ 3 КОМПЛЕКСНЕ ОЦІНЮВАННЯ ЗМІН В ЕКОЛОГІЧНОМУ СТАНІ ЗОН ВІДПОЧИНКУ ЗА ІНГРЕДІЄНТНИМ ЗАБРУДНЕННЯМ	103
3.1	Аналіз екологічного стану ґрунтового покриву за комплексним показником забруднення, сезонні зміни кислотно-сольового забруднення ґрунтів	103
3.1.1	Контроль параметрів стану ґрунтів під впливом автотранспортного комплексу	103
3.1.2	Розрахунок показників забруднення ґрунтового покриву досліджуваних територій	107
3.2	Інгредієнтне забруднення снігового покриву досліджуваних територій	123
3.3	Кондуктометрія, потенціометрія і рефрактометрія як експрес-методи аналізу динаміки забруднення поверхневих вод і ґрунтового покриву	125
3.4	Вплив кліматичних умов і орографії місцевості на розсіювання домішок у приземному шарі повітряного середовища	134
	Висновки до третього розділу	141
	РОЗДІЛ 4 ОЦІНЮВАННЯ ТЕХНОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ НА МІСЬКІ ЗОНИ ВІДПОЧИНКУ ЗА КОМПЛЕКСНИМ КРИТЕРІАЛЬНИМ ПІДХОДОМ	143

4.1 Побудова просторових математичних моделей дисперсії шкідливих домішок у приземному шарі повітряного простору, методика обчислювального експерименту для прогнозування змін в екологічному стані досліджуваних зон відпочинку	143
4.2 Встановлення потенційної екологічної небезпеки досліджуваних зон відпочинку за обчислювальним експериментом і моніторинговими даними	150
4.2.1 Моніторингові дослідження міських територій за інтегральним показником забруднення атмосферного повітря (ІЗА)	150
4.2.2 Обчислювальний експеримент з прогнозування рівня екологічної небезпеки міських територій рекреаційного призначення (на прикладі зон відпочинку м. Києва)	153
4.3 Оцінювання ризику для здоров'я від забруднення приземного шару атмосферного повітря територій рекреаційного призначення (на прикладі зон відпочинку м. Києва)	162
4.4 Комплексний показник техногенного навантаження як індикатор екологічної небезпеки зон відпочинку людей, розробка рекомендацій щодо зменшення рівня ризику	182
4.4.1 Міграційна здатність хімічних елементів у різних природних середовищах. Комплексний показник техногенного навантаження	183
4.4.2 Розробка науково-практичних рекомендацій щодо зменшення екологічної небезпеки територій рекреаційного призначення	190
Висновки до четвертого розділу	195
ВИСНОВКИ	197
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ	201
ДОДАТКИ	230

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СКОРОЧЕНЬ І ТЕРМІНІВ

АТЗ – автотранспортний засіб

АТК – автотранспортний комплекс

ВГ – відпрацьовані гази

ВМ – важкі метали

ВООЗ – Всесвітня організація охорони здоров'я

ГДК_{м.р.} – максимальна разова гранично допустима концентрація, мг/дм³

ГДК_{с.д.} – середньодобова гранично допустима концентрація, мг/дм³

ДВЗ – двигун внутрішнього згорання

ЗР – забруднювальна речовина

КПН – комплексний показник техногенного навантаження

МЗ – міська забудова

МП – моторне паливо

ПС – пости/пункти спостережень

ТД – турбулентна дифузія

ТП – транспортні потоки

ХЕ – хімічний елемент

ЦГО – Центральна геофізична обсерваторія ім. Бориса Срезневського

ШР – шкідлива речовина

РМ – тверді частинки (particulate matter)

ВСТУП

Актуальність теми. Забруднення міського середовища суттєво впливає на всі процеси, що відбуваються в екосистемах. Техногенне навантаження, в тому числі й з боку автотранспортного комплексу, суттєво погіршує якість атмосферного повітря, поверхневих і ґрунтових вод, ґрунтів тощо; створює небезпеку здоров'ю населення, особливо на рекреаційних територіях. Отже, великого значення набувають моніторинг якості міського середовища і заходи з контролю за забрудненням.

Результати наукових досліджень у сфері оцінювання екологічних ризиків техногенного впливу на міське середовище викладено у роботах таких вітчизняних учених, як Я. О. Адаменко [1], В. С. Бахарев [2], Г. О. Білявський [3], О. І. Бондар [3], Ю. Л. Забулонов [4], С. П. Іванюта [5], А. Б. Качинський [6], М. С. Мальований [7], В. П. Матейчик [8], О. А. Машков [9], В. Г. Петрук [10], Р. В. Петрук [11], Л. Д. Пляцук [12], В. Д. Погребенник [13], В. Ф. Фролов [14], В. О. Хрутьба [15], В. М. Шмандій [16] та інших дослідників. Серед зарубіжних учених цій проблемі присвячено праці Р. Eastwood [17], V. Juric [18], J. Merkisz [19], I. A. Resitoglu [20]. Проте, незважаючи на розробки і досягнення провідних учених, оцінювання рівня екологічної безпеки міських територій, особливо рекреаційного призначення, залишається актуальною задачею, розв'язання якої є науковим підґрунтям підвищення екологічної безпеки України.

Саме тому у дисертаційній роботі вирішується актуальне науково-прикладне завдання забезпечення прийняттого рівня екологічної безпеки міських рекреаційних територій і об'єктів, прилеглих до автодоріг; удосконалення системи екологічного моніторингу за допомогою математичного моделювання і комплексного оцінювання рівня змін екологічного стану залежно від типу діяльності та виду відпочинку людей.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами. Дисертаційне дослідження виконувалось відповідно до Стратегії сталого розвитку "Україна-2020", затвердженої Указом Президента України від

12.01.2015 р., Транспортної стратегії України на період до 2020 р., пріоритетного напрямку розвитку науки і техніки в Україні на період до 2020 р. із розділу "Раціональне природокористування"; у межах виконання наукової тематики кафедри інженерної екології КПІ ім. Ігоря Сікорського за темами "Забезпечення збалансованого природокористування, зниження енергоємності виробництва та підвищення рівня екологічної безпеки підприємств на базі аналізу та синтезу оптимальних геотехнологічних процесів" (номер державної реєстрації 0111U010300); "Оцінка рівня екологічного навантаження на міські території та екосистеми з боку автотранспортного комплексу" (номер державної реєстрації 0119U100997), в яких автор був співвиконавцем.

Ідея роботи полягає у встановленні рівня екологічної безпеки міських рекреаційних територій, прилеглих до автодоріг, застосуванням методів експрес-аналізу, математичного моделювання і комплексного підходу до оцінювання змін у екологічному стані під впливом викидів автотранспортних засобів (АТЗ).

Метою роботи є забезпечення прийняттого рівня екологічної безпеки міських рекреаційних територій, прилеглих до автодоріг, шляхом наукового обґрунтування комплексного підходу до встановлення змін у їх екологічному стані під впливом викидів автотранспортних засобів та за рахунок удосконалення системи екологічного моніторингу.

Для досягнення вказаної мети у роботі було поставлено такі **завдання**:

– проаналізувати джерела техногенного навантаження на прилеглі до автодоріг території, водні об'єкти тощо, встановити небезпеку для здоров'я людей з боку викидів автотранспортних потоків;

– на основі аналізу вітчизняного і світового досвіду щодо оцінювання й забезпечення екологічної безпеки міських територій, у тому числі й рекреаційного призначення, обґрунтувати об'єкти, методи і методологію досліджень;

– дослідити ризики впливу небезпечних інгредієнтів викидів автотранспортних засобів на водні об'єкти і території рекреаційного призначення за допомогою даних моніторингових досліджень, методів експрес-аналізу і математичного моделювання, встановити зміни в екологічному стані досліджуваних зон відпочинку людей;

– обґрунтувати доцільність застосування комплексного показника техногенного навантаження (КПН), що враховує тип діяльності та вид відпочинку людей, як індикатору рівня екологічної небезпеки прилеглих до автодоріг міських рекреаційних територій в системі управління їх екологічною безпекою;

– розробити науково-обґрунтовані рекомендації з удосконалення системи екологічного моніторингу для забезпечення прийняттого рівня екологічної безпеки міських зон відпочинку на основі застосування комплексного показника техногенного навантаження, методик експрес-аналізу та прогнозування з використанням математичних моделей просторового розподілу інгредієнтів викидів АТЗ.

Об’єкт дослідження – процес формування екологічного стану міських зон відпочинку та підвищення їх екологічної безпеки вдосконаленням системи екологічного моніторингу.

Предмет дослідження – вплив інгредієнтів викидів автотранспортних засобів на людину і довкілля, процеси формування екологічного стану прилеглих до автодоріг міських рекреаційних територій і водних об’єктів.

Методи дослідження. Під час виконання дисертаційного дослідження використовувались методи математичного аналізу (для виявлення закономірностей і прогнозування екологічної ситуації на досліджуваних рекреаційних територіях), кореляційно-регресійного аналізу (для опрацювання й аналізу масивів емпіричних і літературних, у тому числі й статистичних, даних), апроксимаційних методів із застосуванням авторських програмних продуктів (для побудови регресійних моделей), денсиметричний, віскозиметричний, сталагмометричний, потенціометричний, кондуктометричний і оптичні методи (для експрес-аналізу екологічного стану компонентів довкілля); комп’ютерне моделювання із застосуванням програмних продуктів MathCad і Gnuplot (для моделювання полів дисперсії інгредієнтів викидів АТЗ, унаочнення результатів, прогнозування змін екологічних параметрів, створення наукового підґрунтя для вдосконалення системи екологічного моніторингу міських зон відпочинку). Для побудови графіків і діаграм використовували стандартний програмний пакет MS

Office Excel; статистичне опрацювання результатів експериментів виконували за допомогою спеціалізованого програмного продукту SPSS Statistics 17.0.

Наукова новизна одержаних результатів. У результаті виконання завдань дисертаційного дослідження отримано нові науково обґрунтовані підходи щодо забезпечення прийняттого рівня екологічної безпеки міських рекреаційних територій і водних об'єктів, розташованих поряд з автодорогами, а саме:

вперше:

– встановлено рівень екологічних змін на територіях міських зон відпочинку людей і прилеглих водних об'єктах з боку викидів автотранспортних потоків як індикатора екологічної небезпеки із застосуванням комплексного показника техногенного навантаження (за градацією від 1 до 4 балів, де 1 бал – екологічно прийнятний рівень забруднення території відпочинку людей, а 4 бали – екологічно неприйнятний);

– встановлено вплив надходження шкідливих речовин від викидів автотранспортних засобів (залежно від типу рухомого складу і кількості АТЗ у потоці) з урахуванням просторових змін параметрів якості окремих компонентів довкілля в межах досліджуваних територій і зон відпочинку людей на основі використання емпіричних даних експрес-аналізу за методами потенціометрії, кондуктометрії, денсиметрії, віскозиметрії, сталагмометрії, оптичних методів і методів аналітичних визначень, що дало змогу встановити екологічно неприйнятні впливи на досліджувані рекреаційні території і природні та штучні водойми, розташовані поряд з автодорогами. Наприклад, поблизу скверу імені Василя Стуса і парку "Нивки" (м. Київ), що розташовані поряд з автодорогами і транспортними розв'язками, спостерігається стійке перевищення рівня кислотного забруднення ґрунтового покриву порівняно із фоновими значеннями: в осінньо-зимній період для обох парків у 4,9 разів і у 9,9 та 11,6 разів, відповідно, навесні, що створює значну небезпеку для здоров'я людей, які відпочивають на цих територіях;

удосконалено:

– уточнено методологію проведення моніторингових досліджень і прогнозування змін у екологічному стані міських зон відпочинку людей, у тому числі й розташованих поряд з природними і штучними водоймами, із застосуванням математичного моделювання, показника кислотно-сольового забруднення ґрунтів, інтегрального індексу забруднення атмосфери, а також методів експрес-аналізу компонентів навколишнього середовища – ґрунтових витяжок, снігового покриву, проб поверхневих вод тощо з урахуванням орографії місцевості, особливостей міської забудови, кліматичних і метеорологічних умов, що, на відміну від існуючих підходів, дало змогу встановити рівень екологічної небезпеки досліджуваних рекреаційних територій залежно від типу діяльності та виду відпочинку людей, розробити й впровадити у практику ефективні методи і засоби керування екологічною безпекою міських зон відпочинку.

Обґрунтованість і достовірність наукових положень, висновків і рекомендацій забезпечено ґрунтовним аналізом наукових літературних і патентних джерел; відповідністю використаних методів дослідження меті і завданням, які поставлено у роботі; використанням прецизійних методів математичного моделювання. Достовірність отриманих результатів і висновків дослідження забезпечується відповідними розрахунками, натурними обстеженнями та експериментами, порівнянням експериментальних даних з даними інших дослідників. Обґрунтованість основних результатів дослідження підтверджується публікаціями у наукометричних, вітчизняних і закордонних фахових виданнях, а також представленням їх на міжнародних та вітчизняних конференціях. Репрезентативність дослідження забезпечувалась відтворюваністю результатів експериментів, застосуванням методів математичної статистики, репрезентативною вибіркою експериментальних зразків, а також шляхом порівняння теоретичних положень з емпіричними результатами.

Практичне значення одержаних результатів полягає у впровадженні комплексного підходу до забезпечення прийнятного рівня екологічної безпеки міських рекреаційних територій і водойм та зменшення впливу на них з боку викидів автотранспортних потоків.

На мові програмування C++ за співавторства створено нову комп'ютерну програму для розрахунку коефіцієнтів турбулентної дифузії шкідливих домішок за різних температур. Із використанням коефіцієнтів турбулентної дифузії у середовищі MathCad розроблено алгоритм і на його основі створено моделі полів дисперсії основних забруднювачів викидів АТЗ у приземному шарі атмосферного повітря. Запропонований алгоритм надає змогу за допомогою обчислювального експерименту встановлювати небезпечні метеорологічні умови, зокрема, вітровий режим (напрямку та швидкості вітру) на досліджуваних рекреаційних територіях.

Розроблено комплекс науково-обґрунтованих рекомендацій щодо мінімізації екологічної небезпеки шляхом встановлення зон локального забруднення територій певними токсикантами. Результати дослідження впроваджено у навчальний процес кафедри інженерної екології КПІ ім. Ігоря Сікорського для студентів спеціальності 101 "Екологія" при викладанні дисциплін "Урбоекологія", "Екологія людини", "Фізико-хімічні методи аналізу навколишнього середовища", "Хімія навколишнього середовища" (курс для магістрів), у дипломному проектуванні тощо. Промислову апробацію результатів дослідження проводили у ТОВ "Інтон" (м. Київ), ТОВ "Ньюприм-ЛТД" (м. Київ), ТОВ "Окема Плюс" (м. Київ). Акти впровадження надано у додатку Е до дисертації.

Особистий внесок здобувача полягає у формуванні ідеї, мети, завдань дослідження та висновків; проведенні літературного і патентного пошуків; розробленні програм досліджень і натурних обстежень дорожніх умов і характеристик транспортних потоків; методологічному й практичному застосуванні підходів до визначення техногенного навантаження на приземний простір, території рекреаційного призначення та водойми, розташовані поряд; участі у проведенні експериментів, здійсненні необхідних розрахунків, статистичного опрацювання та інтерпретації результатів дослідження; описанні алгоритмів програмних продуктів, створених за співавторства з ІТ-фахівцями; участі в апробації отриманих результатів дослідження.

Автором побудовано регресійні та просторові математичні моделі, візуалізовано поля дисперсії шкідливих інгредієнтів відпрацьованих газів АТЗ у приземному просторі за різних метеорологічних умов. Наукові результати, отримані в дисертаційній роботі та винесені на захист, одержані автором особисто і відображені у друкованих працях. З наукових праць, опублікованих у співавторстві, використано лише ті ідеї і положення, що є результатом особистого дослідження. Внесок автора у працях, опублікованих за співавторства, конкретизовано у списку праць за темою дисертації.

Апробація результатів дисертації. Результати досліджень, представлені в роботі, обговорювалися на 11 міжнародних (у тому числі – 2 зарубіжних), 7 всеукраїнських науково-практичних і технічних конференціях та 1 науково-технічній конференції установ, зокрема, на:

- міжнародних конференціях:

V Міжнародному форумі «Проблеми інноваційного розвитку та інформаційного суспільства» (м. Київ, 2016 р.), VIII Міжнародній науково-практичній конференції "Архітектура та екологія" (м. Київ, 2016 р.), Республиканской научно-практической конференции "Электроэнергетика, гидроэнергетика, надежность и безопасность" (м. Душанбе, Таджикистан, 2016 р.), Міжнародній науково-технічній конференції "Ресурсозбереження і екологічна безпека" (м. Київ, 2016 р.), 72-й студенческой научно-технической конференции (м. Мінськ, Республіка Білорусь, 2016 р.), VIII Міжнародній науково-теоретичній інтернет-конференції молодих учених, аспірантів, студентів "Творчий пошук молоді – курс на ефективність" (м. Хмельницький, 2017 р.), IX міжнародній науково-методичній конференції та 121 міжнародній конференції EAS "Безпека людини у сучасних умовах" (м. Харків, 2017 р.), IX Міжнародній науково-технічній конференції "Енергетика. Екологія. Людина" (м. Київ, 2017 р.), XVII міжнародній науково-практичній конференції молодих учених і студентів "Політ. Сучасні проблеми науки. Екологічна безпека" (м. Київ, 2017 р.), III міжнародній науково-практичній конференції "Водопостачання та водовідведення: проектування, будова, експлуатація, моніторинг" (м. Львів,

2019 р.), I міжнародній науково-практичній конференції "Зелене будівництво" (м. Миколаїв, 2019 р.),

- всеукраїнських конференціях:

Всеукраїнській науково-практичній конференції "Сталий розвиток країни в рамках Європейської інтеграції" (м. Житомир, 2016 р.), Всеукраїнській науково-практичній конференції "Екологічна безпека: сучасні проблеми та пропозиції" (м. Харків, 2017 р.), IV Всеукраїнській науково-практичній конференції студентів, аспірантів та молодих вчених "Перспективи розвитку гірничої справи та раціонального використання природних ресурсів" (м. Житомир, 2017 р.), XVII Всеукраїнській науково-технічній конференції "Актуальні проблеми енергетики та екології" (м. Одеса, 2018 р.), XIV Всеукраїнській науковій on-line конференції студентів, магістрів та аспірантів з міжнародною участю "Сучасні проблеми екології" (м. Житомир, 2018 р.), Всеукраїнській науково-практичній конференції молодих вчених, курсантів та студентів "Управлінські, правові та економічні аспекти забезпечення безпеки життєдіяльності населення і територій" (м. Львів, 2019 р.), Всеукраїнській науково-практичній конференції "Новітні технології сучасного суспільства" (м. Чернігів, 2019 р.),

- конференціях установ:

X Науково-технічній конференції інституту енергозбереження та енергоменеджменту "Енергетика. Екологія. Людина" (м. Київ, 2018 р.).

Публікації. Основні результати дисертаційного дослідження висвітлено у 28 наукових працях, серед яких: 8 статей у фахових виданнях, з яких 6 статей входять до закордонних видань і таких, що включені до міжнародних наукометричних баз даних (з них 1 стаття – у виданні, яке включене до Scopus і Thomson Reuters (Web of Science)), 20 робіт апробаційного характеру. Одноосібних публікацій – 9.

Структура та обсяг роботи. Дисертаційна робота складається зі вступу, чотирьох розділів та висновків до них, висновків, списку використаних джерел з 268 найменувань, 6 додатків. Робота містить 42 рисунки і 24 таблиці. Обсяг основного тексту становить 168 сторінок.

РОЗДІЛ 1

АНАЛІТИЧНИЙ ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ І ПОСТАНОВКА ПРОБЛЕМИ

1.1 Забезпечення сталого розвитку урбанізованих територій підвищенням екологічності автотранспорту

Шлях України до загального європейського науково-економічного простору обумовлює необхідність пошуку напрямів і механізмів співробітництва з Європейським Союзом (ЄС), адаптації вітчизняного законодавства й нормативної бази, в тому числі й в галузі екології автотранспорту. На сьогоднішній день транспортне забруднення не тільки впливає на якість атмосферного повітря, а й зумовлює зміни клімату на планеті, спричинює зміни мікроклімату в містах і передмістях (підвищується температура повітря, знижується ступінь ультрафіолетового випромінювання, зростає кількість опадів, у тому числі й кислотного характеру). Вчені пов'язують це зі стрімким зростанням в атмосфері концентрації таких парникових газів, як CO_2 , N_2O , NO_2 , CH_4 , SF_6 тощо.

На думку фахівців, саме рухомі джерела, тобто АТЗ чинять визначальний вплив на забруднення довкілля шкідливими речовинами (ШР) і парниковими газами (оксидами Нітрогену NO , N_2O , N_2O_4 , NO_2 , оксидами Карбону CO і CO_2 , сполуками Сульфуру SO_2 , SF_6 та ін., вуглеводнями C_xH_y , у тому числі поліциклічними, частинками пилу і сажі – так званий "чорний вуглець", "black carbon"). За даними [21], при згорянні 1 кг бензину (за помірного навантаження) в атмосферу виділяється $\sim (300\dots 310)$ г забруднювачів: 225 г оксиду Карбону (II), 55 г оксидів Нітрогену, 20 г вуглеводнів, $(1,5\dots 2,02)$ г оксиду Сульфуру, $(0,8\dots 1)$ г альдегідів, $(1\dots 1,5)$ г сажі тощо. При згорянні 1 кг дизельного палива викидається $\sim (80\dots 100)$ г токсичних компонентів – $(20\dots 30)$ г CO , $(20\dots 40)$ г C_xH_y , $(10\dots 30)$ г SO_2 , $(0,8\dots 1,0)$ г альдегідів і $(3\dots 5)$ г сажі.

Важливість забезпечення основних принципів сталого розвитку країни та її просування до членства в ЄС зумовили затвердження урядом Транспортної стратегії України до 2020 р. [22], оскільки її виконання, з-поміж інших завдань,

передбачає пошук умов для збалансованого розвитку АТК; запровадження природоохоронних заходів і забезпечення екологічної безпеки держави [23].

Серед основних ШП у атмосферне повітря при роботі АТЗ викидаються не тільки інгредієнти відпрацьованих газів (ВГ) двигунів внутрішнього згоряння (ДВЗ), а й картерні гази і продукти випаровування з систем живлення автомобіля (табл. 1.1) [21], [24]. Як можна побачити, основним джерелом забруднення з боку автотранспорту є саме інгредієнти ВГ, а у картерних газах та інших випаровуваннях в основному містяться вуглеводні.

Таблиця 1.1 – Розподіл речовин-поллютантів (% , мас.) серед основних джерел забруднення атмосферного повітря АТЗ

Джерела забруднення Тип двигуна	Чадний газ CO		Вуглеводні C _x H _y		Оксиди Нітрогену NO _x	
	Бензиновий	Карбюраторний	Бензиновий	Карбюраторний	Бензиновий	Карбюраторний
Відпрацьовані гази	95	98	55	90	98	98
Картерні гази	5	2	5	2	2	2
Випаровування палива	–	–	40	8	–	–

За даними О. Токмиленко [25], 60 % автомобілів, зареєстрованих в Україні, мають термін експлуатації, що перевищує 10 р., а 27 % автомобілів – навіть 15 років. Іншими словами, вітчизняний автопарк не відповідає сучасним екологічним вимогам країн ЄС, а зважаючи на скрутну економічну ситуацію в країні, можна спрогнозувати погіршення ситуації. О. В. Лямцев [23] вважає, що найбільша небезпека з боку АТК полягає в тому, що, по-перше, сьогодні в країні і світі загалом значно зростає чисельність приватних АТЗ, особливо великогабаритних; а, по-друге, викиди АТЗ зумовлюють забруднення великої території, причому максимальний негативний вплив має місце в житлових районах із значною щільністю населення. Крім того, концентрація ШП найбільша саме в зоні подиху людини, особливо дітей. З'ясовано, що майже 20 % викидів автотранспорту лишається неподалік від автодоріг [23], а негативний вплив виявляється на відстані до 2-х км від автодороги, поширюючись на висоту до 300 м [24].

Склад викидів АТЗ значно залежить від типу ДВЗ, його технічного стану, швидкості й режиму роботи, терміну й умов експлуатації [26]. Навіть несуттєві порушення в роботі ДВЗ можуть призвести до надмірного вмісту ШР у ВГ [21]. Бензинові двигуни, зокрема карбюраторні, є головними джерелами викидів оксиду Карбону (II), а викиди NO₂ та інших оксидів Нітрогену спричинені здебільшого роботою дизельних двигунів [27]. Крім того, невідрегульований дизель "димить" через викиди дрібнодисперсних частинок сажі.

Викиди забруднювальних речовин найбільш інтенсивні при змінних режимах роботи двигуна і особливо – при його роботі в холостому режимі. Через це на перехрестях у повітрі спостерігається висока концентрація речовин-токсикантів. За даними [21], до 50 % викидів АТЗ у межах міста припадає на дороги з низькою швидкістю руху і менш 25 % – на більш напружені магістралі. Отже, на державному рівні у країнах ЄС було прийнято вельми жорсткі екологічні стандарти щодо викидів АТЗ і якості моторного палива (МП) (Євро 2...6) (табл. 1.2). Подальше спрямування України на євроінтеграцію вимагає істотної заміни автопарку країни за рахунок покращання технічного стану АТЗ, будови сучасних автомагістралей, забезпечення відповідності якості пального тощо.

Таблиця 1.2 – Екологічні стандарти ЄС щодо викидів шкідливих речовин АТЗ [10], [15], [21]

Стандарт	Концентрація викидів, г/кВт·год; димність, м ⁻¹				
	СО	С _х Н _у	NO _х	Тверді частинки	Димність
Євро 0	12,3	2,6	15,8		–
Євро 1	4,5	1,1	8,0 (<115 к.с.)	0,612 (<115 к. с.)	–
	4,5	1,1	9,0 (>115 к.с.)	0,36 (>115 к. с.)	–
Євро 2	4,0	1,1	8,0 (жовтень 1996 р.)	0,25 (жовтень 1996 р.)	–
	4,0	1,1	7,0 (жовтень 1998 р.)	0,15 (жовтень 1998 р.)	–
Євро 3	2,1	0,66	5,0	0,10	0,8
Євро 4	1,5	0,46	3,5	0,02	0,5
Євро 5	1,5	0,46	2,0	0,02	0,5

Екологізація АТК визначає орієнтацію на головні індикатори й ознаки його екологізбалансованого розвитку, а саме на:

- забезпечення першочерговості у розвитку громадських видів транспорту на урбанізованих територіях;
- заохочення мешканців міст до користування АТЗ, які відповідають екологічним стандартам ЄС;
- збільшення частки АТЗ, що використовують альтернативні види палива;
- оптимізація дорожнього руху у великих містах і розвиток громадського електротранспорту;
- збільшення екологічно прийнятних видів міського транспорту;
- сприяння реалізації інноваційних проєктів зі зменшення рівня шумового забруднення та ін. [28].

У зв'язку з тим, що майже половина палива, що використовується автотранспортом, спалюється у селітебних районах міст, то постає нагальне питання оптимізації руху міського транспорту і обмеження доступу в центральні райони міст АТЗ, які не відповідають екологічним нормам. Зокрема, після запровадження у Лондоні у 2004 р. плати за створення заторів дорожнього руху владі вдалося знизити у районах стягування плати споживання пального й обсяги викидів вуглекислого газу в атмосферу приблизно на 20 % [29]. Скорочення викидів АТЗ та зменшення їх токсичності досягається низкою технічних рішень, серед яких, наприклад, встановлення на авто нейтралізаторів ВГ, фільтрів тощо, а також модифікація фізико-хімічних й експлуатаційних характеристик МП присадками і добавками, використання альтернативних видів пального тощо [30], [31].

АТК є важливою ланкою економіки України, а тому забезпечити збалансований розвиток держави без урахування його потреб фактично неможливо. Сучасна концепція сталого розвитку передбачає такий розвиток суспільства й біосфери, за якого задоволення потреб у природних ресурсах теперішнього покоління не ставить під загрозу здатність майбутніх поколінь задовольняти свої потреби. Тому перехід держави на принципи сталого, збалансованого розвитку означає, що розбудова національної економіки

повинна здійснюватися при тісному узгодженні економічних, екологічних і соціальних аспектів життя при забезпеченні пріоритетів вирішення саме екологічних проблем суспільства [32].

Теорія управління розглядає будь-який промисловий комплекс, у тому числі й АТК, як складну відкриту динамічну систему, що містить певну сукупність підсистем, тісно пов'язаних одна з одною; здатну до самоорганізації і саморозвитку, а також до адаптації до впливів з боку зовнішніх і внутрішніх чинників. Таким чином, перехід України на засади сталого, збалансованого розвитку потребує кардинальних змін у екологічній та економічній політиці країни, а також у соціальному житті. Вчені обґрунтували, що існує тісна залежність між захворюваністю населення на хронічний бронхіт, бронхіальну астму, інші захворювання дихальних шляхів тощо, а також на частоту серцевих нападів, розлади імунної, кровоносної і нервової систем з показниками забруднення атмосферного повітря ШПР [26]. Тобто викиди АТЗ впливають не тільки на здоров'я людей, тваринний і рослинний світ, а й погіршують якість життя населення.

За даними Міністерства інфраструктури, на цей час автотранспортна система України складається з більш ніж 9,2 млн. транспортних засобів, у тому числі 6,9 млн. легкових автомобілів, ~ 250 тис. автобусів, ~ 1,3 млн. вантажних автомобілів і понад 840 тис. одиниць мототранспорту. Отже, для досягнення екологічної безпеки населення та забезпечення збалансованого розвитку урбанізованих територій необхідно скоротити обсяги викидів ШПР двигунами АТЗ, зменшити їх токсичність, а також встановити динаміку викидів і умови розсіювання токсикантів у довкіллі.

1.2 Чинники екотоксикологічного впливу з боку автотранспортних потоків на зони відпочинку людей

Ступінь забруднення атмосфери і прилеглих до автодоріг територій рекреаційного призначення чималою мірою залежить від щільності руху АТЗ, кількості смуг, рельєфу автодороги, стану дорожнього покриття, технічного стану автомобілів і швидкості їх руху, частки вантажного автотранспорту, кліматичних

умов тощо [23]. Як зазначалось, максимальні обсяги викидів ШП спостерігаються під час роботи ДВЗ у холостому режимі, під час заторів, у моменти пуску чи зупинки автомобіля. Вживання неякісного пального й експлуатація невідрегульованого двигуна також зумовлюють істотне зростання токсичності ВГ.

При повному згорянні МП утворюються вуглекислий газ CO_2 і вода, а також оксид Сульфуру (IV) SO_2 через присутність у паливі сполук Сульфуру. Але за реальних умов процес горіння палива в ДВЗ є неповним, тому він супроводжується викидами токсикантів – оксиду Карбону (II) CO , поліциклічних вуглеводнів C_xH_y , альдегідів RCHO , частинок сажі C тощо. Через наявність у складі повітря азоту при згорянні МП за високих температур відбувається утворення оксидів NO_x . Процеси, які відбуваються у циліндрах ДВЗ (бензинового і дизельного), наведено у табл. Б2 (додаток Б).

Важливою екологічною проблемою є застарілість автопарку України. Зокрема, термін служби автомобілів в Україні становить від 14 до 18 років (для іномарок – від 10 до 12 років), а для автотранспортних засобів в ЄС – до 8 років [33], [34]. У середньому в нашій країні на 1000 жителів приходиться ~130 автомобілів, а у країнах Європейського Союзу цей показник становить ~(400...600) автомобілів на 1000 жителів [33], [35]. Тривогу викликає й збільшення автопарку приватних вживаних імпортованих автомобілів..

Шкідлива дія складових викидів ДВЗ дуже різний. Деякі з поллютантів, наприклад, оксиди Нітрогену, Карбону і Сульфуру, (бенз(а)пірен та альдегіди) спроможні зумовлювати астматичні ефекти, ускладненість дихання, бронхіти, пневмонії, захворювання на рак тощо. З ВГ двигунів в атмосфері опиняються дрібнодисперсні частинки пилу й сажі, аерозолі масел, продуктів зносу обладнання та дорожнього покриття, що безпосередньо позначається на здоров'ї жителів, оскільки вони адсорбують на своїй поверхні забруднювальні речовини, зокрема, важкі метали (ВМ), бенз(а)пірен тощо [36], [37].

За хімічним складом і характером впливу на організм людини і вищих тварин викиди ДВЗ поділяють на нетоксичні (N_2 , H_2O , O_2 , H_2 тощо) й токсичні. Найбільшу небезпеку становлять чадний газ CO , незгорілі вуглеводні C_xH_y

(особливо поліциклічні/поліароматичні), різні оксиди Нітрогену NO_x , SO_2 , H_2S , альдегіди $\text{R}-\text{C}(\text{O})\text{H}$ тощо. Зокрема, серед оксидів Нітрогену найбільша частка припадає саме на оксиди NO і NO_2 , причому NO під дією сильних окисників в атмосфері швидко перетворюється на оксид Нітрогену (IV) NO_2 . Цей процес триває 0,5 год. ... 100 год. залежно від концентрації газу і окисників у повітрі. Вміст деяких інших оксидів, зокрема, N_2O , N_2O_3 , N_2O_4 , N_2O_5 у викидах ДВЗ є незначним. У тропосфері і стратосфері обидва оксиди – і NO , і NO_2 беруть участь у фотохімічних перетвореннях під дією сонячного світла; ці перетворення є причиною формування фотохімічного смогу у містах [38], [39]:

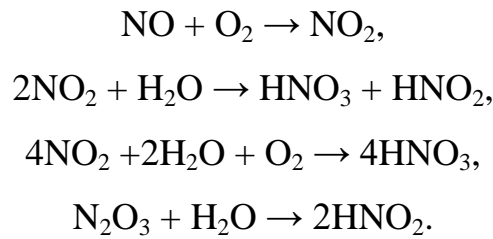


Одночасно з реакціями (1.1) і (1.2 а і б) в атмосфері відбувається фотоліз – фотохімічний розклад NO_2 з утворенням NO під дією сонячного опромінення:



NO , у свою чергу, є регулятором фізіологічної діяльності рослинних організмів, а тому порушення його рівноваги є причиною порушення в розвитку рослин [38].

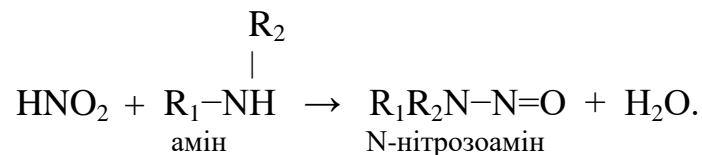
NO_x (найсильніше $-\text{NO}_2$) негативно позначаються на бронхах, міокарді і слизовій оболонці очей, носа, шлунка тощо, на самопочутті людини, її центральній нервовій системі (ЦНС), на фотосинтетичному апараті рослин тощо. А присутність у ВГ незгорілих вуглеводнів суттєво примножує токсичність оксидів NO_x через їх комбінований синергетичний вплив під дією сонячного світла. Наслідком таких фотохімічних процесів є приземний озон, котрий, на відміну від тропосферного, небезпечно діє і на природне середовище, і на здоров'я людей. Загроза від NO_x підсилюється й тим, що при їх взаємодії з водяною парою H_2O у повітрі формуються аерозолі HNO_2 (нітритна кислота) та HNO_3 (нітратна кислота), що зумовлює кислотні випадіння:



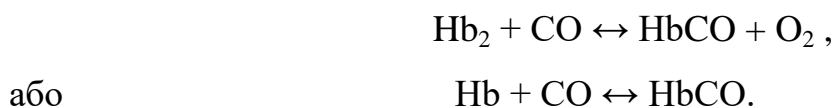
Аналогічні реакції мають місце також і при контакті NO_2 з вологими поверхнями дихальних шляхів. Наприклад, при концентрації NO_x (у перерахунку на оксид NO_2) 0,0013 % людина відчуває подразнення слизових оболонок очей і носа, а при концентраціях, вищих за 0,002 %, може бути загроза набряку легенів [21], [23], [24].

Оксид NO з водою не реагує, але здатен при диханні проникати у кров людини (вищих тварин), зумовлює розлади ЦНС. Обидва оксиди Нітрогену, опиняючись у крові, порушують найважливішу, транспортну функцію гемоглобіну Hb_2 , а під впливом ферментів мікрофлори шлунка та кишківника перетворюються на небезпечні нітрати та нітрیتی. Наприклад, NO_2^- , крім токсичної дії, ще здатен окиснювати іон Феруму Fe^{2+} гемоглобіну до Феруму тривалентного – Fe^{3+} . Це спричинює утворення його окисненої форми – метаблобіну, а, отже, сповільнюється транспортування кисню кров'ю, виникають труднощі при диханні, дестабілізується робота серцево-судинної системи тощо [39].

Такі складові організмів людини й тварин, як біогенні аміни можуть взаємодіяти з HNO_2 і утворювати небезпечні канцерогенні та мутагенні сполуки, зокрема, N-нітрозоаміни, формула яких $\text{R}_1\text{R}_2\text{N}-\text{N}=\text{O}$, де R_1 , R_2 – алкільні або арильні радикали [40]:



Підвищення концентрації чадного газу CO спричинює його зв'язування з гемоглобіном крові і утворенням карбоксигемоглобіну HbCO за реакціями:



Це зумовлює істотне скорочення абсорбції кисню кров'ю і, як результат, кисневе голодування й загальне отруєння організму. Це є дуже небезпечним, оскільки біологічний період напіврозпаду COHb у крові (зокрема, у сидячих дорослих людей) становить $\sim(3\dots4)$ год. [41]. Шкідливі наслідки впливу чадного газу великою мірою визначаються його концентрацією в повітрі і шляхів потрапляння в організми людини і вищих тварин. Наприклад, при концентрації $w(\text{CO}) \leq 0,05\%$ вже через 1 год. у людей помітні перші ознаки отруєння, а при концентрації $w(\text{CO}) \geq 1\%$ людина може втратити свідомість [21].

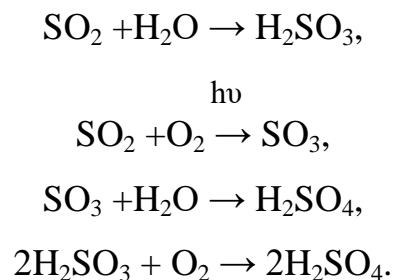
ВМ, особливо сполуки Кадмію Cd і Плюмбуму Pb , здатні значно пригнічувати активність ферментів, сповільнюють дихання, погіршують перебіг процесів фосфорилірування, активного транспорту тощо, спричинюють порушення в мітохондріях, скорочення терміну "життя" еритроцитів, порушення метаболізму і синтезу гемоглобіну. Вони мають кумулятивну дію, оскільки зазвичай стають складовими складних металорганічних комплексів. Це спричинює патологічні процеси в організмах людини (вищих тварин), а також появу артеріальної гіпертензії, хронічного нефриту [41]. Плюмбум спроможний перебувати в атмосфері $\sim(1\dots4)$ тижні, створюючи зі слідами Йоду сполуку PbI_2 , що значно заважає проходженню сонячної радіації [21]. Дуже загрозливим є й те, що концентрація Плюмбуму та інших ШР від викидів АТЗ є найбільшою саме в зоні подиху людини (дітей особливо).

Альдегіди загальною формулою RC(O)H (наприклад, формальдегід HC(O)H (ФА) або акролеїн $\text{C}_2\text{H}_3\text{C(O)H}$) з'являються за рахунок часткового окиснення вуглеводнів МП на ранніх стадіях його згоряння. При потрапленні в організм інгаляційно, вони подразнюють слизові оболонки, погіршують роботу ЦНС. ФА, зокрема, зумовлює і сповільнення синтезу нуклеїнових кислот, діє на шкіру та має мутагенні властивості, через те негативно позначається на репродуктивній функції організма. Його віднесено до переліку потенційно канцерогенних речовин. У роботі [42] вивчено комбіновану дію фенолу і ФА на здоров'я людини та відмічено, що їх сумісна дія спричинює виникнення клітинного та гуморального імунодефіциту, порушення неспецифічної клітинної резистентності, а також алергічної сенсibiliзації організму. Є також високий ризик зниження протиінфекційної

резистентності організму й розвитку респіраторної алергії.

Вміст ФА у повітряному середовищі значно залежить від погодних умов; зокрема, у теплу сонячну штильову погоду він зростає, а, наприклад, при зливі чи тривалій непогоді зменшується. У [43] встановлений прямий тісний зв'язок забрудненості атмосферного повітря на ФА із потужністю руху транспорту автодорогами. Так, при $w(\text{ФА}) \leq 0,007\%$ людина відчуває подразнення слизових оболонок очей і носа, верхніх дихальних шляхів, а при $w(\text{ФА}) \geq 0,018\%$ у людини спостерігається сильне ускладнення дихання. У ВГ ДВЗ також незначно присутні такі ацетальдегіди, як ацетальдегід $\text{CH}_3\text{C}(\text{O})\text{H}$, бензальдегід $\text{C}_6\text{H}_5\text{C}(\text{O})\text{H}$, толуальдегід $\text{C}_6\text{H}_5(\text{CH}_3)\text{C}(\text{O})\text{H}$, фурфурол $\text{C}_5\text{H}_4\text{O}_2$ та інші.

Сульфуровмісні сполуки (окрім SO_2) є ферментними і клітинними отрутами, тому спричинюють порушення водного й білкового обмінів, за небезпечних концентрацій спричиняють важкі отруєння. Віємодіючи з водою чи її парами оксиди Сульфуру SO_2 і SO_3 утворюють аерозолі слабкої і сильної кислот:



Ці процеси спричинюють кислотні випадіння, спричиняють евтрофікацію водойм, а також зміщення рН середовища (грунтів, поверхневих і підземних вод тощо) у кислотний бік [36]. Як наслідок, порушується життєдіяльність організмів, відбувається деградація екосистем. Окиснення $\text{SO}_2 + \text{O}_2 \rightarrow \text{SO}_3$ в атмосфері відбувається доволі швидко і за присутності NO_x значно прискорюється. Синергетичні ефекти мають також SO_2 та аерозоль H_2SO_4 , оксиди SO_2 та NO_2 , SO_2 й фенол $\text{C}_6\text{H}_5\text{OH}$ тощо.

Частинки сажі колоїдного розміру, зокрема РМ, містять (95...98) % Карбону і (2...5) % хімічно зв'язаного Гідрогену і викидаються ДВЗ дизельного транспорту, є потужними забруднювачами повітряного середовища. Частинки сажі розміром (0,4...5) мкм утворюються унаслідок піролізу вуглеводнів палива при значній нестачі O_2 . Токсиканти адсорбуються на їх поверхні та через дихальні

шляхи опиняються в організмах людини, вищих тварин тощо. Такі частинки сажі здатні розповсюджуватися на значні відстані від місця викиду, за рахунок чого з'являються вторинні геохімічні аномалії. Дослідниками встановлено, що ~20 % викидів ДВЗ залишаються поблизу доріг [21], [23], [36], але негативний вплив автодороги проявляється на відстані ≥ 100 м (іноді ≥ 2 км) і у висоту – ≥ 300 м [23], [24]. Тому проблема забруднення довкілля викидами АТЗ, особливо на урбанізованих територіях рекреаційного призначення, стоїть надзвичайно гостро й потребує швидкого та комплексного розв'язання.

Обсяги викидів токсикантів та їх хімічний склад, за даними багатьох дослідників, значною мірою залежать від конструкції і марки ДВЗ і АТЗ, їх технічного стану та умов експлуатації, виду та якості МП, технології виробництва, способів подачі паливно-повітряної суміші, метеорологічних умов, стану дорожнього покриття та інших чинників. У табл. Б1 (додаток Б) показано склад викидів ДВЗ залежно від їх типів. Таким чином, навантаження з боку викидів ДВЗ на здоров'я людей і довкілля спричинено тим, що:

- значна частина АТЗ функціонує у містах, де висока щільність населення і міської забудови (МЗ);
- токсиканти концентруються у приземних шарах атмосфери – у зоні подиху людей;
- в АТК традиційно використовують нафтове пальне, а альтернативні джерела енергії все ще не знайшли свого застосування повною мірою.

Проблема забруднення повітря викидами АТЗ посилюється й тим, що автовласники залишають автомобілі у будинків, а також поряд з дитячими майданчиками, зонами відпочинку людей тощо. При холодному пуску й розігріві ДВЗ з його ВГ викидається більше токсикантів, ніж за умови його стаціонарної роботи. І особливу небезпеку, як виявилось, становлять дизелі. А якщо враховувати невисоку провітрюваність дворів, (досить часто це двори "колодязного типу"), небезпеку застійних зон поряд з будинками, то рівень небезпеки для здоров'я людей і природного середовища від автотранспортних потоків значно посилюється.

1.3 Аналіз підходів у моделюванні розсіювання шкідливих домішок у приземному повітряному просторі

На сьогодні в Україні і в світі загалом накопичено велику кількість експериментального матеріалу з проблем забруднення довкілля викидами АТЗ. Зокрема, існують методи встановлення обсягів викидів токсикантів з ВГ, котрі в Україні регламентуються нормативними документами і законодавчими актами [8], [44]–[46]. У державах ЄС користуються методами МАГАТЕ, заснованими на емпіричній моделі Пасквілла-Гіффорда, а у галузевому стандарті України ГСТУ 218-02071168-096-2003 [45] та КД 52.9.4.01–09 використано рівняння на основі теорії турбулентної дифузії (ТД) [47].

Під час моделювання складних і багатопараметричних процесів, які мають місце у повітряному просторі зон відпочинку людей, нами за основу було прийнято методики [44], [48], а також удосконалену дослідниками [8], [46], [49] й апробовану нами методику, що спирається на дані пробігових викидів ШР АТЗ на певній ділянці дороги. Методика ураховує залежність токсичності викидів шкідливих домішок від виду МП і швидкості руху автомобіля, а також наявності, наприклад, регульованих перехресть. Розрахунки за цією методикою проводять для таких домішок, як CO , NO_x , PM , SO_2 , вуглеводні C_xH_y , ФА, бенз(а)пірен та сполуки Плюмбуму.

У роботах [50], [51] відзначається, що у приземному шарі атмосфери через топографічні особливості території формуються характерні поля турбулентності, внаслідок чого змінюються не тільки горизонтальні й вертикальні рухи повітря, а й розподіл, наприклад, вологості й температури. Ці чинники суттєво впливають на атмосферну дифузію поллютантів, зумовлюючи їх перемішування, перетворення й локальне концентрування. Тобто поруч з дорогами через перемішування й взаємодію інгредієнтів відпрацьованих газів між собою й зі складовими довкілля виникають певні поля забруднення з мінімумами й максимумами концентрацій поллютантів. Таким чином ШР далі потрапляють на розташовані неподалік зони відпочинку людей.

Традиційно питаннями контролю стану довкілля "займається" екологічний моніторинг. Під екологічним моніторингом на транспорті розуміється моніторинг навколишнього середовища в транспортних і транспортно-промислових системах, при котрому, по-перше, забезпечується оцінка екологічних умов середовища існування людини, біологічних об'єктів (рослин, тварин, мікроорганізмів і т. д.) тощо неподалік транспортних об'єктів, а, по-друге, формуються коригувальні дії у випадках, коли екологічний стан екосистем погіршується [52].

Спостереження за зміною екологічного стану середовища в межах дії об'єктів АТК є невід'ємною частиною екологічного моніторингу. У систему спостережень за станом природного і транспортного середовищ, яка охоплюється системою екологічного моніторингу, входять джерела і фактори впливу (наприклад, джерела скидів, випромінювань, забруднення ґрунтів і водних об'єктів), стан певних компонентів навколишнього природного і транспортного середовищ, стан біотичної складової біосфери, тобто реакція біоти. Регулювання якості навколишнього середовища включає не тільки організацію моніторингу і здійснення аналізу стану його компонентів, а й економічну оцінку можливих збитків та порівняння їх із вартістю природоохоронних заходів. При цьому необхідно приділяти увагу як ефективності захисту довкілля, так і неприпустимості витрат без позитивного ефекту для суспільства й природи. Тобто остаточний вибір стратегії регулювання якості навколишнього середовища обов'язково повинен враховувати й економічні чинники [52]. Отже, спрямованість і послідовність дій з регулювання якості природного середовища в транспортних системах (АТК в цілому) представлені на рис. 1.1.

Зважаючи на певну складність організації традиційного екологічного моніторингу у техногенно-порушених екосистемах, у дисертаційному дослідженні робиться акцент на методах експрес-контролю якості компонентів довкілля із використанням методів математичного моделювання.



Рисунок 1.1 – Спрямованість і послідовність дій з регулювання якості навколишнього середовища в ATK [52].

За даними організації Environmental Protection Agency (USA) і European Environment Agency, існує більше 100 моделей забруднень атмосферного повітря, які групують, як правило, за такими ознаками [53], [54]:

- моделі, які використовують дані просторово-часової динаміки забруднення атмосферного повітря (зокрема, балансові моделі контрольного об'єму, зниження до попереднього рівня, моделі локального викиду, моделі поширення хмари (cloud) токсиканта). Вважається, що рівень забруднення від певного джерела співвідносний обсягам викидів з нього токсикантів, а через те за ретроспективними даними побудуються прогностичні моделі, які зазвичай використовуються для оперативного контролю;

- статистичні моделі користуються стохастичними рівняннями для визначення співвідношень між показниками якості повітря за різних метеорологічних умов. Їх використовують тільки для тих територій (об'єктів), за даними котрих вони були створені;

- гауссові моделі турбулентного розсіювання ШР в атмосфері. Їх можна використовувати для розуміння закономірностей і загальних обсягів забруднення. У роботі [55] доказано, що розподіл частинок речовини-поллютанта у викиді на невеликих відстанях від джерела забруднення наблизиться до нормального розподілу, але про це не можна стверджувати при вертикальному розподілі частинок в атмосфері;

- дифузійні моделі базуються на рівняннях турбулентної дифузії і використовуються, як правило, при дослідженні дисперсії ШР у приземних шарах повітряного середовища. До них належать, наприклад, моделі рухливої частинки (стовпчикові моделі) та інтегральні моделі контрольного об'єму, які використовують інтегральну форму рівняння масопереносу й дифузії домішки у конкретному об'ємі газу [53], [54]. При цьому знайти універсальне рішення рівняння ТД фактично неможливо, але за встановлених граничних умов і певних допущень є принципова можливість досягти припустимих результатів моделювання [56].

Скінченно-різницеві сіткові моделі дисперсії ШР, що так само належать до дифузійних моделей, ґрунтуються на рішенні рівнянь масопереносу й дифузії

домішок з застосуванням скінченно-різницевих методів, які враховують тільки початковий та кінцевий стани системи. У подібних моделях вагомою складовою є метеорологічна складова прогнозу якості повітряного середовища. Вони, наприклад, здатні врахувати і трансформацію речовин у середовищі, характер міської забудови, рельєф місцевості та багато інших чинників [57].

Поміж найбільш точних моделей – методика оцінювання забруднення атмосферного повітря ОНД-86 та її різноманітні модифікації, зокрема, 1978, 1986, 2017 рр. [47], [58]–[60]. Такі моделі зазвичай використовують для недовготривалого (від 1–2 годин до декількох діб) прогнозування забруднень. Утім вона потребує прецизійних моніторингових даних і спеціального програмного забезпечення, а через особисту універсальність спроможна лише незначно врахувати особливості досліджуваної території [56], [61], [62].

Дослідник М. Є. Берлянд розробив кілька моделей для встановлення забруднень атмосфери на засадах рівняння ТД, використовуючи чисельні, статистичні й синоптичні підходи [63], [64]. Зокрема, за його моделями будуються поля приземних разових максимальних концентрацій токсикантів за несприятливих метеорологічних умов (наприклад, швидкість вітру має загрозливі значення і у приземному шарі повітря має місце значний турбулентний обмін) й розраховують узагальнене забруднення атмосфери міста (або певної території), причому, як від стаціонарних, так і рухомих джерел. Для тривалого прогнозування стану приземного шару атмосфери (від чотирьох діб до кількох місяців) застосовують, наприклад, або розрахункові методи, або методи математичного моделювання, що базуються на застосуванні теорії турбулентної дифузії (моделі "факела", "ящика", скінченно-різницеві моделі та інші [53], [54], [60], [65]). Використовують і статистичні моделі лінійної або нелінійної регресії, головною вадою котрих є неврахування фізичних і хімічних властивостей процесів забруднення повітря і стрімке "старіння" статистичної інформації.

Наприклад, на основі розв'язку нестационарного рівняння ТД дослідниками С. М. Степаненко і В. Г. Волошиним [66] отримана нова формула для розрахунку полів розсіювання шкідливих домішок у повітрі, що

створюються точковими джерелами забруднення. При цьому враховуються поверхні будь-якої складності, а також будь-які метеорологічні умови. Науково значимими є також роботи І. Д. Лоевої (базуються на статистичному прогнозуванні і навіть плануванні ступеня забруднення атмосферного повітря [67], [68] і Д. А. Белікова [69]. Важливим методом короткочасного прогнозування забруднення повітря, що базується на методі покрокової множинної регресії із урахуванням метеорологічних умов, є метод, заснований на моделі дослідниць Т. В. Козленко і Є. М. Кіптенко [43], [47], [70]–[72]. При прогнозуванні забруднень дослідники використовують емпіричні дані, отримані у попередню добу спостережень, і враховують тип синоптичного процесу.

Дослідником В. І. Затулою запропоновано моделі з застосуванням інерційних прогнозів, а також авторегресійні моделі першого порядку, що використовуються для однорічного прогнозу забруднення атмосферного повітря у м. Києві [73]. А автори роботи [74] радять робити два прогнози одночасно. Один прогноз – для визначених джерел забруднення, а інший – для конкретної території міста (чи по місту і цілому), що спричинено наявністю на урбанізованих територіях фонового забруднення приземного шару атмосфери.

Отже, для встановлення змін у екологічному стані території потрібна не лише точна інформація про вміст первинних токсикантів у повітрі, а і емпіричні дані щодо умов їх трансформації на вторинні забруднювачі (можуть бути навіть ще більш небезпечними), дані про час перебування в атмосфері, характер дисперсії, умови осадження й коагуляції у вологих чи сухих умовах тощо. Такі завдання вимагають потужного програмного забезпечення, суттєвих витрат часу тощо.

Вагомий внесок у розвиток математичного моделювання забруднень атмосферного повітря зробили такі вчені, як А. В. Старченко, А. Г. Шапар, В. Г. Свинухов, Е. А. Закарін та В. Ф. Крамар, Є. А. Самарська, М. М. Беляєв, С. М. Степаненко, Ф. В. Коршенко та інші. Цінним методом дослідження дисперсії ШР у повітрі є моделювання їх дифузії у аеродинамічних трубах

(М. З. Згуровський з колегами). Моделюванню процесів забруднення повітря територій поблизу автодоріг присвячено дослідження Н. В. Внукової, Г. М. Желновач [75], [76], В. С. Бахарєва, В. М. Шмандія, Л. Д. Пляцука [2], [12], [16], [77], [78], О. В. Степанчука [79].

Україна активно залучається до європейського товариства, в тому числі й в галузі охорони атмосферного повітря. Ілюстрацією інтернаціональної співпраці є пілотний проєкт ЄК (Європейської Комісії) "Управління якістю атмосферного повітря в країнах Східного регіону ЄІСП", де від України учасником є ДП "ДержавтотрансНДІпроект". У межах проєкту було передано комплекс THOR-AirPAS (Орхуський університет, Данія), котрий дає можливість спрогнозувати забруднення повітряного середовища міста для прийняття управлінських рішень. Зокрема, у [80] показано результати моделювання у комплексі THOR-AirPAS стану атмосферного повітря м. Києва частинками $PM_{2,5}$.

European Environment Agency (Європейське агентство з охорони навколишнього середовища) запропонований комплекс COPERT 4 для інвентаризації викидів автомобілів на основі емпіричних даних щодо питомих викидів, витрат МП певними видами автомобілів, чисельності, структури і віку автопарку, категорії і протяжності шляхів, видів МП, екологічного класу і пробігу автомобіля, його технічного стану, характеристик авто транспортних потоків тощо. Цей комплекс, як правило, використовують для розрахунків і подання у міжнародні організації показників щодо емісії токсикантів (у тому числі й парникових газів) АТЗ, моделювання стану міського атмосферного повітря, розрахунків локальних і надзвичайних забруднень тощо.

Відомі за кордоном також моделі CALINE-4 (California Line Source Model), HIWAY-2 (Highway Air Pollution Model), GFLSM (General Finite Line Source Model), OMG (Osaka Municipal Government Volume Source Model), GM (General Line Model) та інші, які, як правило, базуються на законі розподілу Гаусса [81], [82], а також моделі Main Geophysical Observatory (MGO) і ROADWAY (Roadway

Air Pollution Model), що ґрунтуються на К-теорії. Для аналізу забруднень повітря у "вуличних каньйонах" використовують модель OSPM (Operational Street Pollution Model) – враховує і характеристики самих каньйонів, і особливості МЗ, конфігурацію вулиць, а також метеорологічні умови [83], [84]. У таких моделях дисперсію токсикантів у повітрі вивчають за комбінацією моделей з умовними назвами "ящика" і "плюму" (box and plume) [81], [82].

Для дослідження впливу автодороги (або її ділянки) на атмосферне повітря В. В. Донченком і А. В. Рузьким розроблено методику інвентаризації викидів токсикантів ВГ автомобілів, котра гармонізована з інтернаціональною методикою ЕМЕП/CORINAIR і надає змогу досліджувати й моделювати викиди від автотранспортних потоків з урахуванням особливостей саме національних автопарків [85], [86]. Відомі й інші дослідження, присвячені моделюванню й прогнозуванню забруднень міського повітряного простору, наприклад, за методами біомоніторингу, біоіндикації, геоінформаційних (ГІС-) технологій тощо.

Встановлено, що реальний процес розсіювання токсикантів обумовлений умовами їх емісії, особливостями як вертикального, так і горизонтального переносу з урахуванням їх турбулентного характеру. Тобто дисперсія домішок у повітрі має місце через конвективне перенесення повітряних потоків (наприклад, у напрямі середнього вітру), а також завдяки дифузійним процесам (пов'язані з градієнтом концентрації певного токсиканта) і процесам турбулентної дифузії домішки (через змішування повітряних потоків у всіх напрямках). Отже, на процеси розсіювання й локального концентрування ШР у повітряному середовищі значний вплив чинять фізичні і хімічні властивості шкідливої домішки, напрям і швидкість вітру, погодні умови, умови седиментації (сухі чи вологі), умови вторинного перенесення. При цьому ступінь загрози забруднення атмосферного повітря для здоров'я встановлюють за найбільшою концентрацією токсиканта, що розраховується за найбільш загрозливих метеорологічних умов [87], зокрема, у найбільш теплий місяць і при штильовій швидкості вітру.

При дослідженні процесів ТД, як правило, використовують два головні підходи. Перший – це розв'язування рівняння турбулентної дифузії з сталими

коефіцієнтами дифузії на основі закону Фіка, а другий – встановлення концентрацій токсиканта за формулами, що отримано за допомогою статистичних методів. Цей метод описаний Сеттоном і використовує для побудови полів концентрації ШР поблизу джерела забруднення нормальний закон розподілу Гаусса [63]. Відомі також методи моделювання стану повітря, засновані на ПС-технологіях [88]–[91]. Утім, більшість наукових досліджень оцінюють і прогнозують забруднення міської атмосфери без виокремлення, наприклад, частки внеску автотранспортних потоків на ризик для здоров'я людей, які пересуваються пішохідними дорожками, відпочивають у зонах, прилеглих до автодоріг, не враховують вплив забруднень повітряного середовища на жителів будинків, робітників офісів, студентів або учнів закладів освіти, розташованих поруч з автодорогами [92]–[95].

Отже, незважаючи на чималий обсяг досліджень щодо моделювання екологічного стану атмосферного повітря урбанізованих територій до сьогодні немає загальноприйнятої і прецизійної моделі дисресії токсикантів у повітряному середовищі. Це зумовлено складністю і багатопараметричністю досліджуваних процесів, а також різноманітністю фізичних, хімічних і фізико-хімічних перетворень речовин у навколишньому середовищі [96]. Універсальні моделі, як правило, використовують для моніторингу міського повітряного середовища, хоча вони й не враховують геометричних та інших особливостей досліджуваних територій, зокрема рекреаційного призначення. Через це розробка моделей оцінювання змін у екологічному стані й прогнозування забруднення повітряного середовища міських зон відпочинку, що розташовані поблизу автодоріг, є надзвичайно актуальним питанням.

Ідея, мета і завдання дослідження

Ідея роботи полягає у встановленні рівня екологічної безпеки міських рекреаційних територій, прилеглих до автодоріг, застосуванням методів експрес-аналізу, математичного моделювання і комплексного підходу до оцінювання змін у екологічному стані під впливом викидів автотранспортних засобів.

Метою роботи є забезпечення прийняттого рівня екологічної безпеки міських рекреаційних територій, прилеглих до автодоріг, шляхом наукового обґрунтування комплексного підходу до встановлення змін у їх екологічному стані під впливом викидів автотранспортних засобів та за рахунок удосконалення системи екологічного моніторингу.

Для досягнення вказаної мети у роботі було поставлено такі завдання:

- проаналізувати джерела техногенного навантаження на прилеглі до автодоріг території, водні об'єкти тощо, встановити небезпеку для здоров'я людей з боку викидів автотранспортних потоків;

- на основі аналізу вітчизняного і світового досвіду щодо оцінювання й забезпечення екологічної безпеки міських територій, у тому числі й рекреаційного призначення, обґрунтувати об'єкти, методи і методологію досліджень;

- дослідити ризики впливу небезпечних інгредієнтів викидів автотранспортних засобів на водні об'єкти і території рекреаційного призначення за допомогою даних моніторингових досліджень, методів експрес-аналізу і математичного моделювання, встановити зміни в екологічному стані досліджуваних зон відпочинку людей;

- обґрунтувати доцільність застосування комплексного показника техногенного навантаження (КПН), що враховує тип діяльності та вид відпочинку людей, як індикатору рівня екологічної небезпеки прилеглих до автодоріг міських рекреаційних територій в системі управління їх екологічною безпекою;

- розробити науково-обґрунтовані рекомендації з удосконалення системи екологічного моніторингу для забезпечення прийняттого рівня екологічної безпеки міських зон відпочинку на основі застосування комплексного показника техногенного навантаження, методик експрес-аналізу та прогнозування з використанням математичних моделей просторового розподілу інгредієнтів викидів АТЗ.

Результати аналізу за першим розділом висвітлено у працях №№ 9, 11–13, 18, 19, 28 (додаток А).

РОЗДІЛ 2

ОБ'ЄКТИ, МЕТОДИ І МЕТОДОЛОГІЯ ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1 Водні об'єкти і паркові зони, що підлягали дослідженню

Перенесення забруднювачів з атмосферного повітря у поверхневі та ґрунтові води, у ґрунт тощо носить довгостроковий характер і чинить здебільшого негативний вплив на біоту і якість оточуючого природного середовища. Крім традиційних сполук, до природних об'єктів потрапляють нові речовини техногенного, штучного, походження, які включаються до біогеохімічного колообігу і стають складовими природних і харчових ланцюгів.

Як показано у розділі 1, унаслідок викидів забруднювальних речовин автомобільним транспортом значного негативного впливу зазнають саме території оздоровчого (рекреаційного) призначення. Відвідувачі зон відпочинку, розташованих поряд з автодорогами, часто навіть не здогадуються про наявні небезпеки, ризики для здоров'я, що й робить їх особливо небезпечними. Тому об'єктами дослідження було обрано зони відпочинку людей у м. Києві, поряд з якими, по-перше, розташовані автодороги, а, по-друге, це паркові зони або території, поряд з якими розташований певний водний об'єкт (природне або штучне озеро, затока Дніпра тощо (табл. 2.1)), що значно збільшує їх привабливість серед населення міста [97]. Спостереження проводили також вздовж проспекту Перемоги, а також на ділянці проспекту Перемоги (перетин з вул. В'ячеслава Чорновола – перетин з проспектом Академіка Палладіна), де розташовані й активно використовуються для відпочинку парки: КПІ ім. Ігоря Сікорського; імені Пушкіна; "Нивки" і сквер імені Василя Стуса.

Відзначимо, що моделювання й встановлення особливостей розсіювання токсикантів у навколишньому середовищі набуває особливого значення у випадку, коли в безпосередній близькості від джерела викиду знаходяться водні об'єкти. Це зумовлено тим, що, потрапляючи у водне середовище, політанти не тільки активніше взаємодіють між собою і з розчиненими у воді речовинами, а й здатні поглинатися живими організмами, накопичуватися в їх органах у

небезпечних дозах. Для столиці України ця проблема є надзвичайно актуальною, оскільки м. Київ є місцем значної концентрації водних об'єктів, які використовуються населенням для відпочинку (рис 2.1).

Таблиця 2.1. Характеристика об'єктів дослідження (на прикладі зон відпочинку людей поблизу водних об'єктів і паркових зон м. Києва)

№	Зона відпочинку людей	Дорога, поряд з якою розташовано об'єкт дослідження	Географічні координати: широта (north), довгота (east)	Відомості про водний об'єкт
1	Територія відпочинку поряд з озером Райдужне.	вул. Райдужна	50,481896, 30,583619	Статус озера – ландшафтний заказник місцевого значення; довжина озера – 1400 м, середня ширина – 100 м.
2	Територія відпочинку поряд з озером Сонячне.	вул. Ревуцького	50,419594, 30,638759	Довжина озера – 660 м, середня ширина – 280 м.
3	Територія відпочинку поряд зі ставками № 14 і № 15 (Святошинське озеро).	Брест-Литовське шосе	50,451035, 30,345422 та 50,459606, 30,330699	Став № 14 має довжину 965 м, ширину 244 м. Став № 15 має довжину 1700 м, ширину 515 м.
4	Територія відпочинку поряд з озером Тельбін.	Дарницьке шосе	50,424553, 30,608433	Довжина озера – 670 м; середня ширина – 450 м.
5	Територія відпочинку поряд з озерами Гарячка та Прірва.	вул. Здолбунівська і вул. Тепловозна	50,421134, 30,630864 та 50,422317, 30,626100	Довжина озера Гарячка – 270 м; середня ширина – 197 м. Довжина озера Прірва – 335 м; середня ширина – 238 м.
6	Територія відпочинку поряд з озером Жандарка.	проспект Петра Григоренка	50,413002, 30,619792	Довжина озера – 760 м; середня ширина – 100 м; біля озера заплановано побудувати парк площею 5,9 га.

Продовження табл. 2.1

7	Територія відпочинку поряд з озерами Лебедине і Вирлиця.	проспект Миколи Бажана	50,402236, 30,645075 та 50,397120, 30,660498	Довжина озера Вирлиця – 1320 м; середня ширина – 900 м. Довжина озера Лебедине – 480 м; середня ширина – 250 м; біля озера планується побудувати фітнес-парк.
8	Совські ставки.	проспект Валерія Лобановського	50,409650, 30,500028	Загальна довжина ставків – 863 м; максимальна ширина – 286 м
9	ставок Віта.	вул. Садова	50,303774, 30,431431 с. Віта-Поштова Києво- Святошинського району	Довжина озера – 953 м; середня ширина – 381 м.
10	Територія відпочинку поряд з озером у парку імені Романа Шухевича.	проспект Романа Шухевича	50,496920, 30,598855	Довжина озера – 950 м; середня ширина – 50 м.
11	Території відпочинку на узбережжі Дніпра.		50,419914, 30,578886	Водний об'єкт – річка Дніпро.
12	Зони відпочину на Русанівській набережній.		50,436928, 30,591758	Водний об'єкт – річка Дніпро.
13	Парк КПІ ім. Ігоря Сікорського	проспект Перемоги	50,451394, 30,462558	–
14	Парк імені Пушкіна	проспект Перемоги	50,456012, 30,455366	–
15	Територія відпочинку у парку "Нивки".	проспект Перемоги	50,460643, 30,409797	Водні об'єкти озера в парку "Нивки"
16	Сквер імені Василя Стуса.	перетин проспектів Перемоги і Палладіна	50,456360, 30,357802	–

Під час проведення дослідження геоecологічного стану територій поблизу напружених автодоріг міста виявлено, що забудова столиці має несприятливу в екологічному відношенні структуру вулично-дорожньої мережі, особливо у центральних районах міста, в тому числі й на досліджуваних ділянках у безпосередній близькості до проспекту Перемоги. Значні екологічні проблеми для міста створює нерозвинена і майже неконтрольована система паркування автомобілів, що, в свою чергу, спричинює утворення додаткових заторів руху і зменшення швидкості руху АТЗ; а також розростання площ доріг, скорочення площі зелених насаджень, використання взимку різноманітних протижеледних засобів, у тому числі екологічно небезпечних піщано-сольових сумішей (підрозділ 3.1).

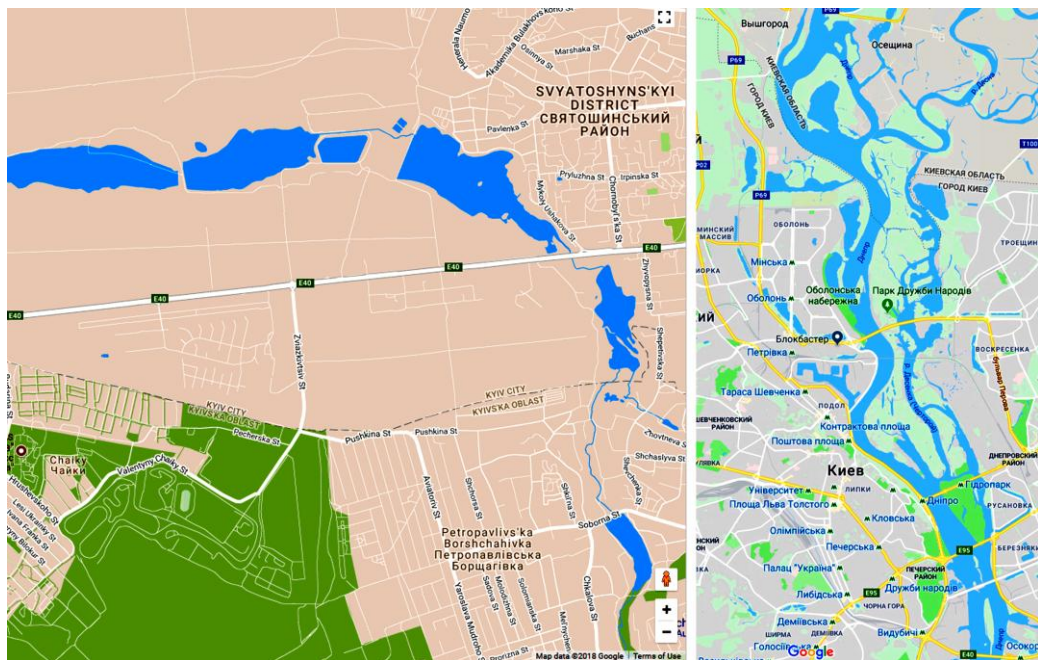


Рисунок 2.1 –Водні об'єкти м. Києва, які піддаються інтенсивному впливу з боку автотранспортних потоків.

Все це спричинює погіршення геоecологічного стану як самої автодороги, так і прилеглих до неї територій, ґрунтових і поверхневих вод тощо, негативно впливає на тваринний і рослинний світ і, як наслідок, сприяє втраті стабільності екосистем і шкідливому впливу на здоров'я людей.

Суттєвий негативний вплив чиниться і на рекреаційні території, на яких тривалий час перебуває велика кількість мешканців міста.

Зокрема, нами було проаналізовано рекреаційні території, розташовані вздовж проспекту Перемоги, який простягається зі сходу на захід майже на 11,8 км і має по чотири полоси руху з кожного напрямку. На проспекті майже всі пішохідні переходи (за невеликим винятком) знаходяться або під землею, або здійснюються через мости. Поряд або поблизу з проспектом працюють декілька стаціонарних постів спостережень, організованих Центральною геофізичною обсерваторією імені Бориса Срезневського (ЦГО), розташування яких містом подано на рис. Б.1, додаток Б). Це, зокрема, пост № 2 (вул. Довженка, 8; станція метро "Шулявська"), пост № 6 (площа Перемоги) і пост № 11 (пр. Перемоги, 98/2; станція метро "Святошин") [98].

Отже, за даними багаторічних моніторингових спостережень ЦГО, проспект Перемоги є одним з найбільш забруднених місць у м. Києві (і особливо це райони поблизу станції метро "Святошин" і площі Перемоги) через високий уміст у повітрі формальдегіду і оксиду Нітрогену (IV). При цьому найбільший рівень забруднення зазначених територій спостерігається у період з березня по серпень кожного року з традиційним максимумом забруднення у травні–червні [98], [99].

На рис. 2.2 показано приклад характерних водних об'єктів м. Києва, які було обрано для дослідження, а саме – озеро № 15 (рис. 2.2а) і озеро № 14 (рис. 2.2б), поруч з якими розташовано зони відпочинку людей, "відкриті" кафе, прокат човнів і катамаранів і які знаходяться у безпосередній близькості з автотрасою міжнародного значення *E 40* [100], а також деякими об'єктами автотранспортної інфраструктури. Географічні координати об'єктів, наведених у табл. 2.1 і рис. 2.2, прив'язані до додатка Google Maps; для оформлення карт Google Maps був використаний інструмент Snazzy Maps [101]. Під час аналізу об'єктів дослідження використовувались також геоінформаційні системи (ГІС) досліджень стану довкілля. Значною перевагою таких ГІС є те, вони працюють за

принципом "Open Data" і використовують дані професійних сервісів від міжнародних програм й авторитетних організацій.



Рисунок 2.2 – Приклади водних об'єктів, екологічний стан яких оцінювався у дослідженні: а – озеро № 15; б – озеро № 14 (м. Київ).

За даними European Space Agency (ESA – Європейське космічне агентство) [102], на сьогодні однією з найбільш прецизійних програм спостереження за екологічним станом нашої планети є проєкт під назвою "Copernicus". Цей проєкт дає змогу на основі достатньо точної екологічної інформації забезпечити управління природоохоронною діяльністю, зрозуміти причини і наслідки зміни клімату на планеті, розробити заходи з усунення цих наслідків, забезпечити цивільну й екологічну безпеку населення Землі.

"Copernicus" є спільною програмою ЄК (Європейської Комісії) та ESA. Його важливість для нашої країни підтверджена тим, що у 2018 р. представниками Державного космічного агентства України і ЄК було підписано угоду про співробітництво [103]. Приклад обробки емпіричних даних з дистанційного зондування Землі для досліджуваних рекреаційних зон, отриманих від супутників ESA Sentinel у межах проєкту "Copernicus", подано на рис. 2.3 [91].

На базі програмного забезпечення проєкту "Copernicus" міжнародним колективом фахівців розроблено низку комерційних і безкоштовних програмних продуктів, зокрема, у межах ініціативи "Sentinel Hub" [104]. Зокрема, однією з таких ініціатив є сервіс під назвою "EO Browser" [105], який був використаний нами при дослідженні змін в екологічному стані рекреаційних зон м. Києва, розташованих поблизу автодоріг. Основними перевагами сервісу "EO Browser" є те, що він дає можливість використовувати дані широкого спектру супутників (зокрема, Sentinel-1, Sentinel-2, Sentinel-3, Sentinel-5P тощо), а також проводити обробку інформації на сервері, що значно зменшує вимоги до потужності використовуваних комп'ютерів.

Так, на рис. 2.3 показано результати опрацювання даних супутникового знімку для зони відпочинку, розташованої поряд із озером Райдужне (м. Київ). Межі досліджуваної зони показано на кожному зображенні за допомогою прямокутників. Космічний знімок зроблено 25.06.2019 р. супутником Sentinel-2A [106]. При цьому хмарність складала 0 %, що позитивно позначилося на якості отриманих результатів.

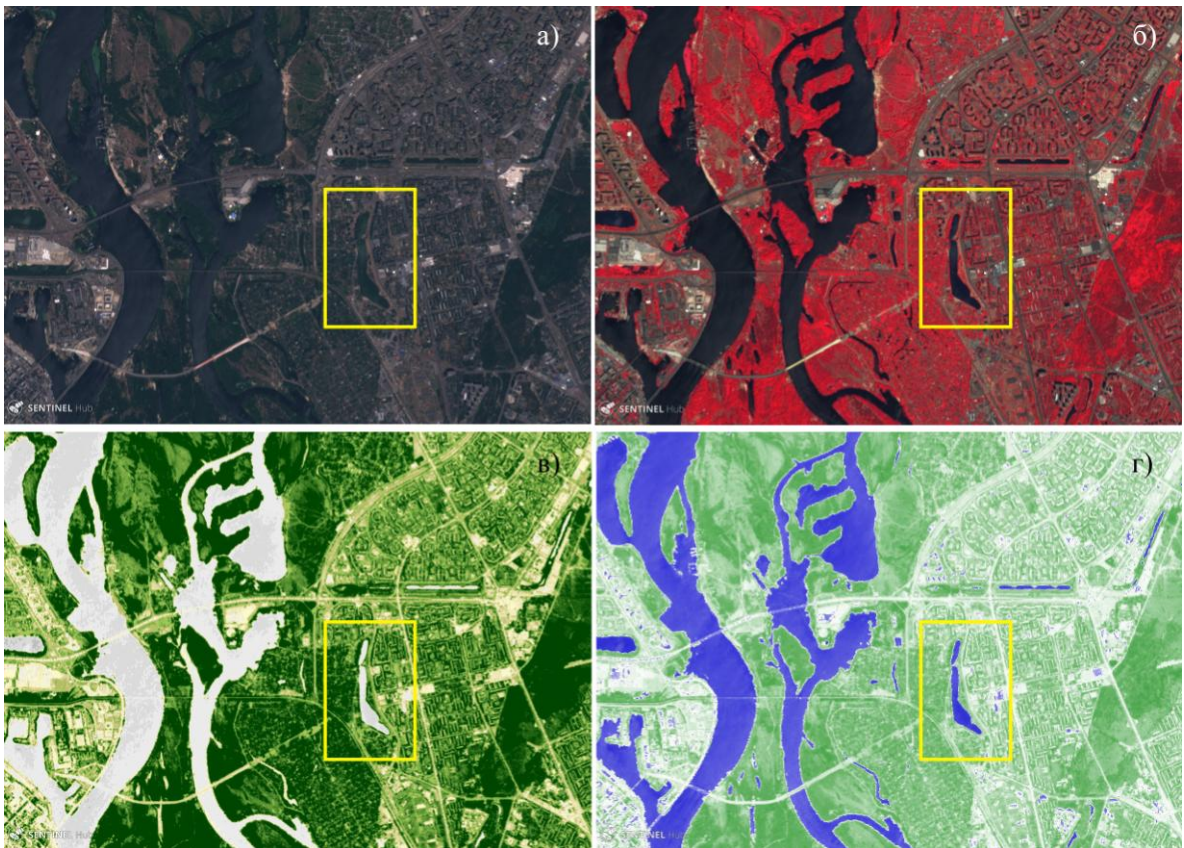


Рисунок 2.3 – Результати обробки супутникових даних у сервісі "EO Browser" для досліджуваної рекреаційної зони поблизу озера Райдужне:
 а) оригінальний супутниковий знімок; б) візуальна інтерпретація рослинності; в) NDVI; г) NDWI.

Отже, сервіс "EO Browser" дає змогу оцінити значну кількість показників на основі вихідних даних супутникових знімків. При цьому є принципова можливість і використання стандартних "системних" показників, і імплементації власних кодів для обробки інформації за унікальними алгоритмами. Це значно розширює функціонал продукту. Наприклад, на рис. 2.3 відображено результати опрацювання вихідного знімку досліджуваної ділянки поблизу озера Райдужне (рис. 2.3а) за такими показниками, як візуальна інтерпретація рослинності (рис. 2.3б), вегетаційний індекс NDVI (рис. 2.3в) і нормалізований різницевий водний індекс NDWI (рис. 2.3г).

2.2 Відбір проб та аналіз забруднення ґрунтів і атмосферних опадів викидами двигунів автотранспортних засобів

Змішані ґрунтові зразки відбиралися за методом "конверту". Для цього з центральної частини і кутів квадрату розміром 5 м^х5 м з поверхневого горизонту і до глибини приблизно 15 см...20 см. Зразки ґрунту відбирались у пластикові пакети і маркувалися згідно місцю пробовідбору. Зразки висушували на повітрі, вилучали сторонні домішки, розтирали у агатовій ступці й просіювали через сито, що має діаметр отворів 1 мм.

При приготуванні ґрунтової витяжки 100 г повітряно-сухої проби ґрунту вміщували у хімічні колби, додавали 0,5 л дистильованої води, перемішували (15...20) хв. і залишали у закритих колбах у прохолодному обов'язково темному місці на добу, після чого фільтрували через спеціальний паперовий складчастий фільтр. Аналітичні визначення і вимірювання проводили після фільтрування розчину.

Оскільки як протиожеледні засоби комунальні служби все ще використовують піщано-сольові суміші, найактивнішим компонентом яких є хлорид Натрію NaCl, або рідкий модифікований хлористий Кальцій CaCl₂, то нами досліджувався вміст іонів Хлору і зміна кислотності ґрунтових витяжок в якості показників кислотно-сольового забруднення ґрунтів.

pH водної ґрунтової витяжки визначали за методом потенціометрії з використанням потенціометра, що відкалібрований в одиницях pH (температура становила $(20 \pm 0,05)^{\circ}\text{C}$). Як електрод порівняння використовували хлорсрібний електрод, а індикаторним електродом був скляний. Калібрування скляного електроду проводили за 5-ма буферними розчинами, які мають такі значення pH: 1,68; 3,56; 4,01; 6,86; 9,18. Отримані експериментальні дані за досліджуваними пунктами спостережень у певні пори року подано у табл. 2.2.

Таблиця 2.2 – Водневий показник рН (актуальна кислотність) опадів і водних витяжок ґрунту у досліджуваних пунктах спостережень у різні пори року

Пункт спостереження	рН опадів (одразу після снігопаду)	рН ґрунтової витяжки (в осінньо-зимній період)	рН ґрунтової витяжки (навесні)
1 (сквер імені Василя Стуса)	5,53	5,89	7,97
2	5,97	6,04	7,96
3	6,74	7,49	8,98
4	7,01	8,03	9,04
5	6,80	7,86	8,48
6 (парк "Нивки")	6,98	8,12	8,15
7	6,78	6,95	7,51
8	6,69	7,12	8,04
9	7,02	7,31	9,03
10	6,58	7,19	8,85
11	6,83	7,33	8,67
12	6,45	7,38	8,59
Контрольний показник ("фон")	6,03	5,68	6,05

Геоекологічний стан ґрунтів у пунктах спостережень (рис. 2.4) досліджували шляхом аналізу проб водних ґрунтових витяжок у осінньо-зимній період та навесні, одразу після танення основної товщі снігу на початку вегетаційного періоду деревних рослин [107]. Проби збирали у скляні пляшки під час дощу і снігопаду в обраних пунктах спостережень по 3 проби з кожної. Далі за методом концентрування 500 мл опадів упарювали на водяній бані, постійно підливаючи в упарювальну чашку нові порції рідини. Після упарювання в чашку додавали по краплинах дистильовану воду і розтирали отриманий осад скляною паличкою, зливаючи далі все у пробірку. Ще три рази змивали вміст чашки дистильованою водою, щоб об'єм рідини в кожній пробірці становив по 5 мл (при цьому вихідна концентрація досліджуваних речовин збільшувалась у 100 разів).

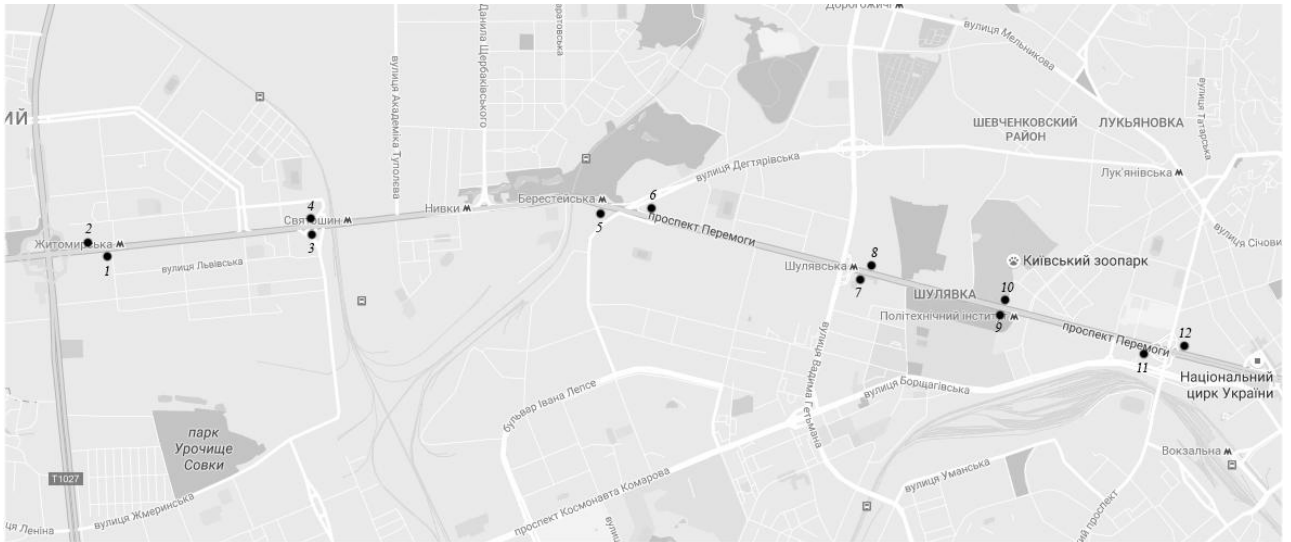


Рисунок 2.4 – Пункти спостережень за кислотно-сольовим забрудненням міських територій, розташованих уздовж проспекту Перемоги (м. Київ).

Для визначення кислотності (водневого показника) опадів використовували 1 мл рідини з пробірки та індикаторним методом визначали рН середовища (за допомогою лакмусового папірця). Застосовувалась така шкала кислотності опадів: рН = 3...4 – сильно кислі; рН = 4...5 – кислі; рН = 5...7,5 – нейтральні; рН = 7,5...8 – слабо лужні; рН = 8...9 – лужні; рН = 9...14 – сильно лужні [108].

Проби снігу бралися одразу після снігопаду та через (3...5) діб після нього з метою встановлення ступеня й динаміки забруднення досліджуваних ділянок місцевості. Як наслідок забруднення прилеглих до автодоріг територій, тротуарів тощо викидами від стаціонарних (їх дію також не можна вилучити) і пересувних джерел було зафіксовано зміну кислотності опадів від нейтральної (рН = 5,5...7,0) під час снігопаду до слабо лужної (рН = 7,5...8,5) і лужної (рН = 8,6...9,1) (на окремих ділянках проспекту) реакції середовища. Як правило, проби снігу, взяті після (3...5) діб, показували також різке зростання концентрації іонів Хлору і суттєве підвищення кількості грубодисперсного і дрібнодисперсного пилового забруднення.

Якісний аналіз опадів і водних ґрунтових витяжок на наявність аналітичних кількостей хлорид-іонів Cl^- проводили за тест-реакцією з нітратом

Аргентуму AgNO_3 . Тест вважали позитивним, якщо внаслідок взаємодії утворюється характерний сіруватий творожистий осад хлориду Аргентуму AgCl :



Кількісне визначення вмісту в опадах і ґрунтових витяжках іонів Хлору проводили за титриметричним методом Мора у слабо-лужному середовищі ($\text{pH} = 6,5 \dots 10$). Для цього в конічну колбу вміщували 50 мл ґрунтового розчину (витяжки), додавали 1 мл 5 %-го розчину хромату Калію і титрували 0,05 моль/л розчином нітрату Аргентуму (титр якого попередньо був визначений за методом прямого титрування стандартним розчином NaCl) при ретельному перемішуванні до появи слабого червоного (рожевого) забарвлення розчину. Слабо-лужна реакція середовища була обрана через те що в сильно кислому середовищі (при $\text{pH} < 6,5$) осад хромату Аргентуму здатний розчинятися з утворенням біхромат-іонів за реакцією:

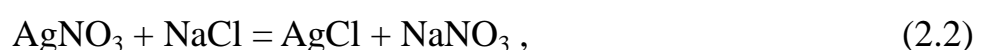


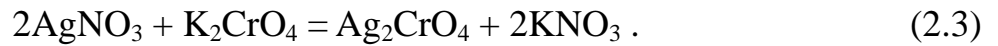
а у сильно лужних середовищах може утворитися коричневий осад Ag_2O .

Таким чином, обраний метод об'ємного титриметричного аналізу [109] базується на різниці у розчинності осадів хлориду і хромату Аргентуму. Оскільки добуток розчинності (ДР) AgCl набагато нижчий за ДР Ag_2CrO_4 , то спочатку з іонами Аргентуму будуть зв'язуватися (реагувати) іони Cl^- за реакцією (2.1), і тільки потім – хромат-іони CrO_4^{2-} (за реакцією (2.4)).

Іони Аргентуму зв'язуються з хромат-іонами, утворюючи цегляно-червоний осад хромату Аргентуму Ag_2CrO_4 , тоді як за реакцією (2.1) осад хлориду Аргентуму – сіруватий творожистий. Отже, поява червоного (або рожевого) забарвлення розчину (тобто поява золю Ag_2CrO_4) вказує на досягнення еквівалентної точки титрування, а Ag_2CrO_4 є так званим осаджувальним індикатором повного зв'язування хлорид-іонів іонами Аргентуму.

У молекулярному вигляді зазначені реакції мають вигляд:





В іонному вигляді реакція (2.3) має вигляд:



Титрування проводили тричі, визначали середнє значення $V_{\text{сер}}(\text{AgNO}_3)$, мл. Далі за законом еквівалентів розраховували концентрацію іонів Хлору (у мг/л) у досліджуваних зразках.

При проведенні геоecологічних досліджень доцільно порівнювати отримані величини забруднень з фоновими значеннями, що визначені на мінімально забруднених територіях. Як "фон" (контрольна точка) спочатку було відібрано проби ґрунту з парку "Нивки" (проспект Перемоги, м. Київ) на відстані 100 м...200 м від дорожнього полотна проспекту Перемоги. Проте і в цих пробах було виявлено досить значну кількість кислотно-сольових забруднень, тому в подальших дослідженнях для встановлення фонового значення концентрації досліджуваних забруднювачів (зокрема іонів Хлору) і кислотності атмосферних опадів і ґрунтових витяжок було обрано середні значення показників проб, взятих з екологічно чистої зони – лісової ділянки, розташованої поблизу р. Ірпінь на відстані 200–250 м від Житомирської траси (Київська область).

2.3 Натурні спостереження за динамікою транспортних потоків на дорогах, розташованих поряд з зонами відпочинку людей, та розрахунок обсягів викидів забруднювальних речовин двигунами автотранспортних засобів

На засадах аналізу картографічної інформації і наукової літератури, а також шляхом опрацювання даних натурних спостережень за рухом автотранспортних потоків поблизу досліджуваних зон рекреаційного призначення було здійснено зонування прилеглих до автодоріг територій і обрано ділянки (пункти) спостережень, які репрезентативно демонструють їх геоecологічний стан. Уздовж проспекту Перемоги проби ґрунту для відбору

проб ґрунту і приготування водних витяжок обрано 12 досліджуваних пунктів. Місця відбору проб фіксували за допомогою GPS-навігатора і відмічали їх на мапі (рис. 2.4). Це було виконано ще й для того, щоб через певний час (за програмою дослідження) можна було б продовжити експеримент і відібрати проби в тих самих пунктах спостережень.

ПС на досліджуваних ділянках були розташовані по обидві сторони від дорожнього полотна проспекту у місцях серйозних транспортних розв'язок і великих скупчень автотранспорту (за програмою аналізу певного рекреаційного об'єкту). Такий вибір був зумовлений тим, що саме у досліджуваних місцях спостерігається стрімке скорочення швидкості руху і часті гальмування АТЗ, виникають великі затори (так звані "пробки") і таке інше, а через те викидаються найбільші обсяги викидів ШР автотранспортом.

Аналізували й інші місця значного скупчення людей. Приміром, над проспектом Перемоги знаходяться декілька мостів (у районах станцій метро "Берестейська", "Шулявська", міст Повітрофлотський), є мости неподалік станцій метро Житомирська і Святошин, причому, всі вони є елементами інших дуже завантажених автошляхів. У таких місцях значно посилене забруднення міського середовища спричинено не тільки переміщенням і гальмуванням АТЗ, а й чималим скупченням автотранспорту та доволі слабкою дисперсією забруднювальних домішок під мостами.

На досліджуваних територіях м. Києва вивчали потужність автотранспортного руху в різні дні (робочі й вихідні), в різні часові інтервали (для прикладу, у так звані часи "пік"), а також у різні пори року.

Для встановлення обсягів викидів поллютантів з відпрацьованими газами АТЗ на досліджуваних територіях було застосовано методику розрахунку, описану у роботах [44], [48], [110], [111]. За методикою, першорядні групи АТЗ, які виокремлювали для встановлення обсягів викидів, це:

- легкові АТЗ (Л); причому, окремо фіксували бензинові та дизельні;
- вантажні карбюраторні АТЗ з вантажопід'ємністю ≤ 3 т і мікроавтобуси ($ВК < 3$; зокрема, УАЗ, ГАЗ-51-53, Газель, Богдан, РАФ, Mercedes Benz тощо);

- вантажні карбюраторні АТЗ з вантажопід'ємністю > 3 т (ВК > 3 ; наприклад, ЗІЛ, Урал тощо);
- автобуси карбюраторні (АК; зокрема, ЛАЗ, ПАЗ, ЛІАЗ тощо);
- вантажні дизельні АТЗ (ВД; наприклад, КАМАЗ, КРАЗ та інші);
- дизельні автобуси (АД; наприклад, Ікаруси);
- вантажні газобалонні АТЗ, які живляться стисненим природним газом.

Обсяг викиду певної ШР M_{L_i} (г/с) транспортного потоку на магістралі довжиною L (км) за умови умовної сталості характеристик ТП характеризували за формулою:

$$M_{L_i} = \frac{L}{3600} \sum_1^k M_{k,i}^{\Pi} \cdot G_k \cdot k_{V_{k,i}}, \quad (2.5)$$

де $M_{k,i}^{\Pi}$ – пробіговий викид i -тої шкідливої домішки k -ї групи АТЗ для міських умов експлуатації, який встановлюється за даними табл. 2.3, г/км; k – кількість груп АТЗ; $k_{V_{k,i}}$ – поправочний коефіцієнт, який враховує середню швидкість руху ТП на ділянці, км/год (табл. 2.4); G_k – фактична найбільша інтенсивність руху, тобто кількість АТЗ кожної з k груп, що проходять через фіксований переріз обраної для дослідження ділянки дороги за одиницю часу в обох напрямках по всіх смугах дороги, (1/год); L – протяжність досліджуваної ділянки дороги без регульованих перехресть, км; $\frac{1}{3600}$ – коефіцієнт перерахунку "годин" у "секунди".

Для оцінювання автотранспортного навантаження на регульованих перехрестях по кожному напрямку руху ТП, коли увімкнені жовтий і червоний сигнали світлофору, вираховували кількість АТЗ, що створюють "чергу", і фіксували її довжину. При зупинці ТП на перехресті ("світлофорі") викиди токсикантів двигунами АТЗ (г/хв) розраховували за формулою:

$$M_{n i k} = P/40 \cdot \sum_{n-1}^{N_{\Pi}} \sum_{k-1}^{N_{Гр}} (M'_{\Pi_{nk}} G_{nk}) \text{ ,г/хв} \quad (2.6)$$

де P – час дії червоного і жовтого сигналів світлофору, хв; $N_{\text{ц}}$ – кількість циклів дії цих сигналів за 20 хв; $N_{\text{гр}}$ – кількість груп АТЗ; G_{nk} – кількість АТЗ k -ої групи, які стоять у черзі на перехресті наприкінці n -го заборонного сигналу світлофору; $M'_{\text{пнк}}$ – питомий (пробіговий) викид i -ої домішки АТЗ k -ої групи, які стоять у черзі під час заборонного сигналу світлофору, г/хв (табл. 2.5); n та m – кількість зупинок потоку перед регульованим перехрестям на обох вулицях, що перетинаються, за період 20 хв.

Таблиця 2.3 – Значення пробігових викидів $M_{k,i}^{\text{п}}$ для різних категорій автотранспортних засобів

Група автомобілів	Викиди, г/км			
	CO	C _x H _y	NO _x (у пере- рахунку на NO ₂)	PM (сажа)
Легкові бензинові	19,0	2,1	1,8	–
Легкові дизельні	2,0	0,25	1,3	0,1
Вантажні карбюраторні з вантажопід'ємністю менше 3 т (у тому числі працюючі на зрідженому нафтовому газі) і мікроавтобуси	69,4	11,5	2,9	–
Вантажні карбюраторні з вантажопід'ємністю більше 3 т (у тому числі працюючі на зрідженому нафтовому газі)	75,0	13,4	5,2	–
Автобуси карбюраторні	97,6	13,4	5,3	–
Вантажні дизельні	8,5	6,0	7,7	0,3
Автобуси дизельні	8,8	6,5	8,0	0,3
Вантажні газобалонні, що працюють на стиснутому природному газі	39,0	1,3	2,6	–

Примітка: "–" – показник відсутній.

Таблиця 2.4 – Значення коефіцієнту $k_{V_{k,i}}$, який враховує зміну кількості ШР, що викидаються з двигуна АТЗ, залежно від швидкості руху транспортного засобу*

Показник	Швидкість руху, км/год												
	10	15	20	25	30	35	40	45	50	60	75	80	100
$k_{V_{k,i}}$	1,35	1,28	1,20	1,10	1,00	0,88	0,75	0,63	0,50	0,30	0,45	0,50	0,65

Примітка: для NO_2 значення приймають рівним 1 до швидкості 80 км/год.

Таблиця 2.5 – Пробігові значення викидів $M'_{\text{пнк}}$ АТЗ, що знаходяться на регульованому перехресті

Група АТЗ	Викид, г/хв							
	СО	NO_x (у перерахунку NO_2)	C_xH_y	PM	SO_2	Формальдегід	Сполуки Плюмбуму	Бенз(а)пірен
Легкові	3,5	0,05	0,25	–	0,01	0,0008	0,0044	$2,0 \cdot 10^{-6}$
Легкові дизельні	0,13	0,08	0,06	0,035	0,04	0,0008	–	–
Вантажні карбюраторні до 3 т (в тому числі працюючі на зрідженому нафтовому газі) і мікроавтобуси	6,3	0,075	1,0	–	0,02	0,0015	0,0047	$4,0 \cdot 10^{-6}$
Вантажні карбюраторні більше 3 т (в тому числі працюючі на зрідженому нафтовому газі) і мікроавтобуси	18,4	0,2	2,96	–	0,028	0,006	0,0075	$4,4 \cdot 10^{-6}$
Автобуси карбюраторні	16,1	0,16	2,64	–	0,03	0,012	0,0075	$4,5 \cdot 10^{-6}$

Група АТЗ	Викид, г/хв							
	СО	NO _x (у перерахунку NO ₂)	C _x H _y	РМ	SO ₂	Формальдегід	Сполуки Плюм-буму	Бенз(а)пірен
Вантажні дизельні	2,85	0,81	0,3	0,07	0,075	0,015	–	6,3·10 ⁻⁶
Автобуси дизельні	3,07	0,7	0,41	0,09	0,09	0,020	–	6,4·10 ⁻⁶
Вантажні газобалоні, що працюють на стиснутому природному газі	6,44	0,09	0,26	–	0,01	0,0004	–	3,6·10 ⁻⁶

Узагальнені викиди двигунів АТЗ на певній площі дороги складаються з викидів токсикантів при постійному русі автотранспортних засобів та додаткових викидів при затримці транспортних засобів на регульованих перехрестях через, наприклад, гальмування, розгон чи роботу АТЗ на холостому ході:

$$T_M = \left(\sum_{Li}^i M_{Li} + M_{n i k} \right) 3600 / 1000 \text{ ГДК}_i(X) \quad (2.7)$$

де M_{Li} – викид від ТП, який рухається на певній ділянці дороги; $M_{n i k}$ – викид від потоку, який стоїть у "черзі" на заборонному сигналі світлофору; $\text{ГДК}_i(X)$ – гранично допустима концентрація i -ої ШР.

2.4 Встановлення радіаційного забруднення проб ґрунтів і донних відкладень

Останніми роками внаслідок антропогенної діяльності відбувається активний рух природних і штучних радіонуклідів у навколишньому середовищі, причому велика кількість саме штучних радіоактивних ізотопів стають невід'ємною частиною біосфери. Більш того, потенційна можливість вторинного забруднення територій техногенними радіонуклідами, зокрема, їх депонування у ґрунтах чи донних відкладеннях, повторна міграція у

поверхневих або ґрунтових водах є актуальною проблемою підвищення екологічних ризиків унаслідок забруднення довкілля.

Радіоактивними називають хімічні елементи (ХЕ) з нестабільним атомним ядром, які, а також продукти їх розкладу можуть стати причиною шкідливих змін у живих організмах (наприклад, мутації, порушення генетичного матеріалу тощо) [112]. Основним джерелом природного випромінювання є космос і сама планета Земля, оскільки у гірських породах містяться такі радіонукліди, як Калій-40 ^{40}K , Уран ^{238}U , Торій ^{232}Th , Радій та інші. Крім того, наприклад, у ґрунтах є поклади радіоактивного газу радону, який разом з продуктами його розкладу також чинить вплив на життєдіяльність клітин організма.

Поведінка й утворення рухомих форм радіоактивних елементів у ґрунтовому покриві залежить від таких чинників:

- хімічні властивості елемента, ізотопом якого є досліджуваний радіонуклід;
- його радіоактивні властивості, зокрема, період напіврозпаду, належність до того чи іншого ряду, місце в ньому тощо);
- концентрація і форми знаходження родоначальників рядів, наприклад, Урану і Торію у ґрунтоутворюючих породах;
- фізико-хімічні умови природного або техногенного середовища, зокрема, характер й інтенсивність ґрунтоутворюючих процесів, природно-кліматичні та ландшафтні умови тощо.

У водному середовищі концентрація радіонуклідів значною мірою залежить від:

- потенційної можливості надходження радіонуклідів у розчин з твердої фази;
- умов середовища, які сприятимуть утриманню радіонукліда у розчині;
- відсутності/наявності осаджуючих геохімічних бар'єрів.

Серед природних радіонуклідів у природному середовищі у аналітично значущих кількостях найчастіше зустрічаються Уран ^{238}U , Торій ^{232}Th і Калій-40 ^{40}K . Однак у живій речовині їх вміст, як правило, незначний. Токсичний вплив сполук Урана обумовлений їх хімічними та фізико-хімічними властивостями і

великою мірою залежить від розчинності сполуки – здатності утворювати рухливі форми. За літературними даними, вміст Урану в органах і тканинах вищих тварин і людини зазвичай не перевищує 0,1 мг/кг [113], [114]. Основними джерелами потрапляння Урану до організмів є забруднені води і ґрунти, атмосферне повітря і продукти харчування [115].

Концентрування Торію в живому організмі і негативні наслідки від впливу його сполук в основному мірою залежать від шляхів його потрапляння до організму і концентрування ізотопів у певних органах. Він, зокрема, може накопичуватися у кістках, кістковому мозку, волоссі, інших тканинах. Отже, відношення Th/U є досить чутливим індикатором ступеня техногенного перетворення навколишнього середовища. Наприклад, для техногенно незмінених ґрунтів відношення Th/U лежить у межах 2,5...5,0, тоді як у зонах техногенної трансформації воно суттєво зменшується [116]. При цьому, за спостереженнями В. І. Вернадського [117], жива речовина є активним концентратором Урана і, наприклад, у золі рослин, особливо мохів і лишайників, відношення Th/U може бути набагато більшим за 1 [118], [119].

Термін "життя" радіоактивних ізотопів характеризують періодом напіврозпаду. Так, для Урана-238 ^{238}U цей період становить 4,5 мільярда років, для Плутонія-244 ^{244}Pu – $2,44 \cdot 10^4$ років, а для Цезія-137 ^{137}Cs – 30 років. Отже, найбільшу небезпеку представляють радіонукліди з періодом напіврозпаду від декількох тижнів до декількох років, оскільки за цей час вони можуть проникнути до живих організмів і спричинити їм шкоду. На жаль, на цей час не існує ефективних способів біорозкладу чи інших механізмів нейтралізації радіонуклідів за винятком біоаккумуляції.

На високоурбанізованих територіях технологічні процеси утворення й перетворення, синтезу тощо речовин завжди супроводжується процесами їх міграції (у тому числі й біохімічної), коагуляції, седиментації, акумуляції, сорбції–десорбції та інших у природному та техногенному середовищах. Унаслідок сумісного, часто синергетичного впливу природних і техногенних

забруднень на певних територіях формуються складні геохімічні аномалії (асоціації) елементів і їх концентрування у живих організмах.

Радіоактивне випромінювання спричинює небезпечну іонізацію атомів і молекул тканин живих організмів, сприяє утворенню в них вільних радикалів і, як наслідок, призводить до розриву хімічних і міжмолекулярних зв'язків, зміни хімічної структури біологічних макромолекул та інших негативних наслідків. Це, в свою чергу, впливає на життєдіяльність окремих органів, організму в цілому, сприяє мутаціям або навіть загибелі.

Рентгенівське і гама-випромінювання є особливо небезпечними для живих організмів, оскільки характеризуються найбільшою проникною здатністю. Однак при опромінюванні живих організмів біологічні ефекти і наслідки залежать не тільки від поглинутої дози та виду випромінювання, а й від властивостей (соматики) самого організму. Отже, для оцінки реальної біологічної загрози від радіоактивного випромінювання певного виду недостатньо тільки встановити дозу, що була поглинута організмом. Тому біологічні ефекти від опромінювання будь-якого типу зазвичай порівнюють з ефектами від рентгенівського і гама-випромінювання.

Зокрема, коефіцієнт якості випромінювання k показує, у скільки разів радіаційна небезпека для людини даного виду випромінювання вища за небезпеку від рентгенівського випромінювання за умов однакової дози поглинання (встановлюється за радіобіологічними дослідженнями). Для випромінювань різних видів з невідомим енергетичним складом рекомендується використовувати значення коефіцієнта якості випромінювання k , подані у табл. 2.6.

Еквівалентну дозу радіаційного випромінювання H_R визначають як добуток поглинутої дози D_i певного радіонукліда на його середній коефіцієнт якості випромінювання k у певному об'ємі біологічної тканини стандартного складу (тканевий зважений коефіцієнт):

$$H_R = \sum_i k_i \cdot D_i \quad (2.8)$$

і вимірюють у Зівертах (позасистемна одиниця – Бер – біологічний еквівалент рентгена, $1 \text{ Бер} = 10^{-2} \text{ Зв}$).

Таблиця 2.6 – Значення коефіцієнта якості випромінювання k для випромінювань різних видів з невідомим енергетичним складом

Вид випромінювання	$k, \text{Зв/Гр}^*$
Рентгенівське випромінювання, електрони, позитрони, β -випромінювання	1
Нейтрони з енергією менше 20 кеВ ^{**}	3
Нейтрони з енергією 0,1...10 МеВ	10
Протони з енергією менше 10 МеВ	10
α -Випромінювання з енергією менше 10 МеВ	20
Важкі ядра віддачі	20

Примітки: *Гр (Грей) – одиниця дози поглинання радіонукліда, дорівнює поглинутій дозі випромінювання, при якій речовині масою 1 кг передається енергія, що дорівнює 1 Джоуль (Дж);

**еВ – електронвольт, позасистемна одиниця енергії. Енергію 1 електронвольт набуває електрон, коли він проходить через електростатичний бар'єр з потенціалом в 1 Вольт (В); $1 \text{ еВ} \approx 1,602 \cdot 10^{-19} \text{ Дж} = 1,602 \cdot 10^{-12} \text{ ерг}$.

Отже, 1 Зіверт це одиниця еквівалентної дози будь-якого виду випромінювання в біологічній тканині, яка створює такий самий біологічний ефект, як і поглинута доза в 1 Гр зразкового рентгенівського (рентгенівське випромінювання з граничною енергією 200 кеВ) або γ -випромінювання. Як правило, за допустиму дозу вважають 0,3 Бер на тиждень (за умови опромінення всього тіла). Середня загальна еквівалентна доза опромінення, зокрема, від природних джерел радіації становить 2 мЗв/рік (0,2 бер/рік). При цьому гранично допустимими еквівалентними дозами опромінення є для працівників – 50 мЗв/рік (5 бер/рік) і 5 мЗв/рік (0,5 бер/рік) для населення.

За умови разового опромінення організму поглинута еквівалентна доза 0,1 Зв...0,5 Зв (10–50 бер) призводить до загибелі окремих клітин крові та

полових клітин; доза 0,5 Зв...1 Зв (50–100 бер) – до порушення роботи кровотворної системи; а доза 3 Зв...5 Зв (300–500 бер) спричинює гостру променеву хворобу з 50 % смертельних випадків [120]–[122].

Таким чином, радіоекологічний ризик (або інтегральний еколого-дозовий ризик) R_w від певного джерела випромінювання це та ефективна доза опромінення від цього джерела, приведена до одиниці вмісту (нормалізована на вміст) певного радіонукліда в об'єкті довкілля, який знаходиться на початку дозоформуєчого ланцюга. Одиницями вимірювання радіоекологічного ризику є $\text{Зв} \cdot (\text{Бк}/\text{м}^3)^{-1}$ – якщо радіонуклід потрапляє у довкілля через прямі викиди в атмосферне повітря, і $\text{Зв} \cdot (\text{Бк}/\text{л})^{-1}$ – при потраплянні радіонукліда, наприклад, через скиди у водні об'єкти й таке інше [123].

Якщо ризик визначають для встановлення річної ефективної дози опромінення людини, то це буде річний радіоекологічний (еколого-дозовий) ризик $R_{w,1T}^*$, і для очікуваного за життя людини радіоекологічного (еколого-дозового) ризику – $R_{w,70T}^*$ [123]. У свою чергу, екологічний ризик – ймовірність виникнення і масштаб розповсюдження небезпечних екологічних ситуацій [124]. Основним показником (критерієм), який характеризує радіоекологічну безпеку населення є середньорічне значення ефективної дози від усіх джерел іонізуючого випромінювання, включаючи й природні джерела.

Радіаційні біологічні ефекти умовно поділяють на соматичні ("сома" – грецьк. тіло) і генетичні (спадкові). Тобто соматичні ефекти проявляються у організма, який був опромінений, а генетичні – зазвичай у його нащадків через різноманітні мутації.

Оскільки живі організми приблизно на 70 % складаються з води, то іонізуюче випромінювання, спричинюючи радіоліз води, призводить до утворення вільних радикалів, які за ланцюговим механізмом "запускають" послідовні хімічні реакції і, як наслідок, спричинюють руйнуванню клітинних мембран. При цьому первинні іонізаційні процеси не є небезпечними для тканин. Токсична дія випромінювання обумовлена

вторинними процесами, коли відбувається розриви зв'язків у складних органічних молекулах (макромолекулах) через дію вільних радикалів.

За сучасними уявленнями, радіоекологічний моніторинг повинен бути спрямований на забезпечення радіаційної безпеки людини на соціально прийнятному рівні [120], [123]. А це означає, що ризик від радіоактивного забруднення навколишнього середовища не повинен бути значним додатком до сумарного екологічного ризику, якому піддається людина і середовище її існування. При треба враховувати такі чинники, як природно-екологічні, зокрема, кліматичні, і метеорологічні умови, а також біогенність радіонуклідів, що суттєво впливає на рівень радіаційного ризику для населення.

Для проведення радіаційних вимірювань автором за допомогою студентів-екологів 2 і 3 курсів а також аспірантів КПІ ім. Ігоря Сікорського було відібрано зразки ґрунтів у досліджуваних рекреаційних зонах. Проби ґрунту відбирали з поверхневого шару (товщина шару ґрунту становила 5 см...10 см) поблизу зон активного відпочинку людей, які знаходяться у безпосередній близькості до дороги та мають поряд водойму. Обирались пробні ділянки 3^x3 м і за методом "трикутника" відбирали зразки ґрунту. Об'єднану пробу робили змішуванням/об'єднанням точкових проб з однієї досліджуваної ділянки. Ґрунт попередньо очищали від сторонніх домішок, керуючись ГОСТ 28168-89 і ГОСТ 17,4,4,02-84. Вміщували проби у поліетиленові мішечки, зав'язували їх, нумерували, а також вказували час і дату, географічні координати місця відбору проби, прізвище дослідника.

Підготовку проб до вимірювань здійснювали у декілька етапів, зокрема, зразки просушували за кімнатної температури до повітряно-сухого стану, видаляли всі сторонні включення. Далі у агатовій ступці ґрунт подрібнювали; просіювали через сито з діаметром отворів 1 мм. Отримані проби віддавали для аналізу у спеціалізовані науково-дослідні лабораторії (зокрема, ГНДЛ "Реактор" ОКБ Шторм", кафедра органічної хімії та технології органічних речовин і кафедра електронних приладів та пристроїв факультету електроніки КПІ ім. Ігоря Сікорського). Проби розтирали до стану пудри і фасували по 100 мг...200 мг у

алюмінієву фольгу. Вимірювання радіоактивності проб (^{238}U (Ra), ^{232}Th , ^{40}K , ^{137}Cs) проводились фахівцями з використанням γ -спектрометра з германій-літєвим детектором; готували по 4 паралельні проби. Автор безпосередньої участі у вимірюваннях радіоактивності наданих проб не брав. Отримані результати було використано ним під час розрахунку комплексного коефіцієнту техногенного навантаження досліджуваних рекреаційних зон (розділ 4) з урахуванням виду відпочинку і типу діяльності людей на них.

Уміст Урану і Торію вимірювали у мг/кг, ^{40}K – у %, а ^{137}Cs – у Бк/кг. При статистичній обробці експериментальних даних використовувались методи статистичного аналізу та визначались: середні значення, стандартні похибки, медіани, моди, стандартні відхилення, дисперсії, мінімальні й максимальні значення, коефіцієнт варіації тощо. Проводилась перевірка на нормальність розподілу варіант у вибірках за тестами Колмогорова-Смірнова, а також перевірка сходимості досліджуваних вибірок за Q-критерієм.

Проведений аналіз радіоекологічної ситуації на досліджуваних ділянках рекреаційних територій показав, що у зазначених зонах відпочинку людей не встановлено перевищення гранично допустимих рівнів радіоактивного забруднення. У більшій частині проб ґрунту вміст, наприклад, ^{137}Cs не перевищував 35 Бк/кг (верхня межа розподілу становить 34,8 Бк/кг). При цьому середній вміст ^{137}Cs у досліджуваних ґрунтах становить 16,3 Бк/кг зі стандартним відхиленням 18,5 Бк/кг; довірчий інтервал $p = 0,95$. Статистична похибка у визначенні середнього значення вмісту ^{137}Cs 0,3 Бк/кг. Для порівняння – середній вміст для ^{232}Th становить 0,21 мг/кг; для ^{238}U – 4,7 мг/кг.

Отже, для всіх досліджуваних зразків (ґрунтів та донних відкладень) експериментально визначений вміст радіонуклідів знаходиться на рівні його кларка у ґрунтах (3,1 мг/кг...5,1 мг/кг для Урана, 5 мг/кг...16 мг/кг – для Торія). Це, на нашу думку, багато в чому спричинено достатньо значною сорбцією ізоотопів Урану і Торію мінералами ґрунтів. Зазначимо, що отримані результати добре узгоджуються з даними ЦГО ім. Бориса Срезневського, які підтверджують відсутність перевищення фонових значень радіоактивних ізоотопів по м. Києву

[98]. Крім того, за літературними даними відомо, що міграційна здатність ізотопу ^{232}Th у навколишньому середовищі набагато менша за рахунок утворення міцних ґрунтових колоїдів, особливо за лужною реакцією середовища.

Дуже важливим показником радіаційної безпеки водних екосистем слугує забрудненість радіоізотопами донних відкладень. Акумуляційну здатність донних відкладень по відношенню до радіонуклідів кількісно характеризують коефіцієнтом накопичення КН (concentration factor). Його розраховують як відношення вмісту радіонуклідів у воді до вмісту радіонуклідів у донних відкладеннях. Досить часто використовують і коефіцієнт переходу КП (transfer factor), який розраховують як відношення вмісту радіонуклідів у донних відкладеннях до вмісту радіонуклідів у воді [125]. Тобто коефіцієнт переходу КП показує ступінь переходу радіонуклідів з води у донні відкладення. Зокрема, чим вищий КП, тим інтенсивніше відбувається даний перехід [126]. Крім того, на КП впливають такі чинники, як склад донних відкладень, температура, мінералізація води тощо.

Отже, для озер № 14 і № 15 перевіряли забруднення радіонуклідами їх донних відкладень. Проби відбирали наприкінці літа на відстані 1...1,5 м від берегової смуги, де активно відпочиває населення мікрорайону. Відбір проб здійснювався за допомогою фахівців з використанням циліндричного пробовідбірника з вакуумним затвором (глибина відбору проб становила 50 см...70 см). Аналітичні дослідження вмісту у пробах ^{137}Cs , $^{238}\text{U}(\text{Ra})$, ^{232}Th та ^{40}K проводились без участі автора за γ -спектрометричним методом з використанням гамма-спектрометра з германій-літійовим детектором. Для порівняння відбирались також проби води (поверхневий шар до 10 см...20 см). Проте оскільки завданням дослідження не було розрахунок коефіцієнтів КП або КН, то дані аналізу проб, отримані фахівцями зазначених вище науково-дослідних лабораторій без участі автора, в роботі не приводяться.

Таким чином, дослідження показали, що вміст ^{232}Th , $^{238}\text{U}(\text{Ra})$ і ^{40}K у донних відкладеннях досліджуваних озер в цілому не сильно відрізняються від їх вмісту у ґрунтах. Було встановлено, що у донних відкладеннях відношення Th/U

приблизно в 1,8 рази нижче, ніж у ґрунтах, що, на думку фахівців [116], [127], спричинене різницею цього відношення у піщаних фракціях ґрунтів і порід. Таким чином, за результатами вимірювань радіоактивного забруднення у донних відкладеннях досліджуваних озер аналітично значущих активностей ізотопу Цезію-137 не встановлено. Середнє значення для донних відкладень озера № 14 становить 5,6 Бк/кг, а озера № 15 – 3,2 Бк/кг.

Отримані результати дослідження щодо екологорадіаційного забруднення досліджуваних рекреаційних територій м. Києва у подальшому використовувались нами для розрахунку коефіцієнтів техногенного навантаження на зони відпочинку людей з урахуванням виду їх відпочинку та/або діяльності на цих територіях. Це, у свою чергу, надасть можливість оцінити екологічну небезпеку відпочинку людей на цих територіях, особливо для здоров'я дітей та уразливих верств населення.

2.5 Електрохімічні й оптичні методи дослідження природних систем, фізико-хімічний аналіз

Хімічний склад водойми є її характеристикою, яка зумовлює якість води та її придатність до використання. Показники якості води поділяють на фізичні, хімічні, гідробіологічні та бактеріологічні. Іншою формою класифікації показників якості води є розподіл їх на загальні та специфічні. До загальних належать показники, характерні для будь-яких водних об'єктів; наявність у воді специфічних для неї показників зумовлено місцевими природними умовами та особливостями антропогенної дії на водний об'єкт.

Серед показників якості води – її органолептичні характеристики (загальний вид, температура, наявність/відсутність осаду, запах, колір, прозорість, каламутність), а також мінералізація, вміст певних катіонів і аніонів, сухий залишок, хімічне споживання кисню, біологічне споживання кисню, бактеріологічні показники (колі-тітр, коли-індекс) тощо. Проведення таких досліджень, як правило, потребує недешевих реактивів, великих витрат часу, спеціального обладнання тощо.

Для отримання оперативних даних щодо потенційного забруднення природних об'єктів (середовищ), на нашу думку, доцільно використовувати комплекс фізико-хімічних методів аналізу, зокрема, потенціометричний (вимірювання кислотності розчинів рН), кондуктометричний (вимірювання електропровідності) та оптичні (рефрактометрія) методи дослідження, які, хоч і потребують спеціального обладнання, але є досить чутливими і потребують небагато часу для аналізу. Останнє є особливо важливим, оскільки виявлений факт змін у екологічному стані об'єкта (водойми, ґрунтового покриву, атмосферних опадів тощо) надає змогу оперативно виробляти управлінські рішення та не допустити подальше його забруднення [128], [129].

2.5.1 Вимірювання електропровідності водних розчинів.

Електропровідність поверхневих вод суходолу зумовлена в основному вмістом у них сольових компонентів (головних іонів), таких як Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , HCO_3^- , Cl^- і SO_4^{2-} . Наявність інших іонів, зокрема Fe^{2+} , Fe^{3+} , Al^{3+} та їхніх комплексних сполук, а також NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- та іонів деяких органічних сполук майже не впливає на електропровідність, оскільки вони рідко трапляються у воді в значних концентраціях. У воді з рН від 5 до 9 вміст іонів H^+ та OH^- малий, і їх вплив на електропровідність не перевищує (0,1...0,2) %.

Фізичною базою кондуктометричного вимірювання є взаємодія електромагнітного поля з об'єктом (зокрема, розчином електроліту). Електропровідність речовини характеризується процесами перенесення електричного заряду при накладенні зовнішнього електричного поля. Отже, розрізняють три основні типи електропровідності, зумовлені різними видами носіїв струму, зокрема:

- електронами або дірками (електронна провідність, провідність I роду);
- негативними або позитивними іонами (іонна провідність, провідність II роду);
- зарядженими частинками у дисперсних системах і колоїдних розчинах (електрофоретична провідність, провідність III роду).

За певних умов можуть спостерігатися й змішані форми електропровідності.

Електропровідність розчину χ є величиною, зворотною електричному опору ρ . Опір, у свою чергу, визначають як відношення напруженості електричного поля к густині струму. Тоді опір R , Ом провідника, що має площу перетину S , см^2 і довжину L , см, розраховують за формулою:

$$R = \rho L / S, \text{ Ом}$$

Таким чином:

$$\chi = L / (RS)$$

де L/S відповідає константі ідеальної кондуктометричної комірки.

Коефіцієнт пропорційності називають питомим опором. Якщо $l = 1$ см, $S = 1 \text{ см}^2$, то $\rho = R$. Отже, питомий опір дорівнює опору стовпчика розчину завдовжки 1 см і площею перерізу 1 см^2 , тобто опору 1 см^3 розчину.

Питома електропровідність χ – це величина, обернена до питомого опору. Одиницею питомої електропровідності в СІ є Сименс (або Ом^{-1}), поділений на метр, тобто $\text{См}/\text{м}$, а на практиці зазвичай використовують розмірність електропровідності розчинів у мікроСименсах, поділених на сантиметр, тобто $\text{мкСм}/\text{см}$. Одиницею опору в СІ є $\text{Ом}\cdot\text{м}$, хоча на практиці часто використовують розмірність $\text{Ом}\cdot\text{см}$. Вимірювання електричної провідності (або опору) проводили за стандартної температури 298,15 К (25 °С). Питома електропровідність проби води обчислювали за формулою:

$$\chi = \frac{K}{R}, \quad (2.9)$$

де K – константа електролітичної комірки, яку визначають експериментально; R – опір, Ом.

Для визначення константи K електролітичної (кондуктометричної) комірки її споліскують 3–4 рази дистильованою водою, а потім 0,01 моль/л розчином KCl . Наливають у комірку 0,01 моль/л розчин KCl , ставлять у термостат, доводять його температуру до 25 °С і вимірюють опір R . Розчин

виливають з комірки, тричі споліскують її 0,1 моль/л розчином КСl, потім наповнюють комірку таким самим розчином КСl, витримують у термостаті до встановлення температури 25 °С і далі вимірюють опір розчину R . Константу електролітичної комірки розраховують за формулою:

$$K = \chi R, \quad (2.10)$$

врахувавши, що питомі електропровідності χ 0,01 моль/л і 0,1 моль/л розчинів КСl за 25 °С дорівнюють, відповідно, 0,001412 См/см і 0,01289 См/см. Для двох розчинів КСl визначають середнє значення K . Для вимірювання питомої електропровідності поверхневих вод використовують електролітичні комірки, константи яких знаходяться в межах 0,8...1,5 [130].

Електропровідність (питома електропровідність χ , мкСм/см) характеризує здатність розчинів проводити електричний струм і слугує характеристикою загального солевмісту (мінералізації) у водному розчині (природному водному об'єкті, ґрунтовій витяжці тощо) за певної температури [131], [132]. Зокрема, величина питомої електропровідності пропорційна загальній мінералізації з коефіцієнтом пропорційності 0,55...0,75) [131]. У нашому дослідженні для оцінювання солевмісту використовували коефіцієнт пропорційності 0,65:

$$\text{Солевміст у розчині} = \chi(\text{розчину}) \cdot 0,65, \quad (2.11)$$

де $\chi(\text{розчину})$ – питома електропровідність проби води (ґрунтового розчину, атмосферних опадів тощо), мкСм/см; "солевміст" – вміст розчинених у пробі солей, мг/л.

Як правило, природні водні системи (поверхневі води, ґрунтові витяжки, атмосферні опади) є розчинами сильних і слабких електролітів. При цьому їх мінеральну складову, в основному, складають такі іони, як іони Натрію Na^+ , Кальцію Ca^{2+} , Калію K^+ , сульфат-іони SO_4^{2-} , хлорид-іони Cl^- і гідрокарбонат-іони HCO_3^- . Саме наявністю цих іонів обумовлена електропровідність розчинів. Якщо у воді немає значного вмісту, наприклад,

іонів Феруму Fe^{2+} і Fe^{3+} , Алюмінію Al^{3+} , Мангану Mn^{2+} тощо, то їх вплив на електропровідність природних систем є відносно незначним.

Таким чином, дослідження змін питомої електропровідності розчинів (середовищ) у часі надає змогу робити висновки про потрапляння до водойми (грунту, атмосферних опадів тощо) речовин-електролітів, їх накопичення чи, навпаки, нейтралізації, осадження тощо. Застосування питомої електропровідності для експрес-аналізу екологічного стану природного середовища дозволить дослідити динаміку змін характеристик досліджуваних природних систем, оскільки будь-які значні зміни у електропровідності оперативно сигналізують про потенційне забруднення водойми, ґрунтового покриву, опадів тощо.

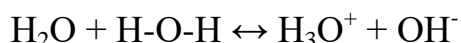
Дослідження поверхневих водойм у зонах відпочинку людей, розташованих поряд з автодорогами, проводили у весняно-осінню пору року 2016–2019 рр. кондуктометричним методом (вимірюванням питомої електропровідності). Питому електропровідність розчинів (проб води і ґрунтових витяжок) вимірювали за допомогою кондуктометра (моста) змінного струму (для попередження поляризації електродів), який калібрували за стандартними розчинами калій хлориду KCl з відомою питомою електропровідністю. Прилад оснащений датчиком температури і температурним компенсатором. Для приготування розчинів KCl використовували дистильовану воду ($\chi_{\text{H}_2\text{O}} = 1,5\text{--}3,5$ мкСм/см, $T = 298,15$ К).

У дослідженні використовували скляну кондуктометричну комірку з впаяними платиновими електродами. Кількість вимірювань для кожної проби становила $n = 5$. Після калібрування комірку промивали декілька разів дистильованою водою і 2–3 рази – досліджуваним розчином.

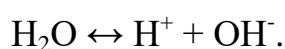
Для встановлення впливу викидів автотранспортних потоків проби води відбирали у 5-х пунктах спостережень приблизно на однаковій відстані від автодороги відповідно до вимог ДСТУ ISO 5667-4-2003 "Якість води. Відбирання проб. Частина 4. Настанови щодо відбирання проб з природних та штучних озер" [133]. Як референтну взято пробу води з водойми, розташованої в лісництві на відстані 200 м...250 м від дороги. Статистичну

обробку експериментальних даних проводили за стандартними методиками [134], [135], відносна похибка експерименту не перевищувала 2 % для всіх результатів вимірювань.

2.5.2 *Потенціометричні дослідження (визначення активної реакції водного розчину)*. За сучасними уявленнями, молекули води (у рідкому стані) частково дисоціюють на іони з утворенням H_3O^+ – іона гідроксонію:



або спрощено:



Отже, активна реакція води ($A_{\text{P}_{\text{H}_2\text{O}}}$), тобто здатність молекул води дисоціювати на іони H^+ і OH^- , й визначає ступінь кислотності (або лужності) розчину. Кількісно $A_{\text{P}_{\text{H}_2\text{O}}}$ характеризують за концентрацією іонів Гідрогену. За умов, що наближаються до стандартних, тобто за температури 20 °С...25 °С, добуток концентрацій становить:

$$[\text{H}^+] \cdot [\text{OH}^-] = 10^{-14}$$

У нейтральному водному середовищі концентрації іонів рівні – $[\text{H}^+] = [\text{OH}^-]$, тому за вказаних умов:

$$[\text{H}^+] = [\text{OH}^-] = 10^{-7} \text{ моль/л}$$

Концентрацію іонів H^+ визначають за допомогою водневого показника рН. Його розраховують як від'ємний десятковий логарифм активності (спрощено – концентрації) іонів Гідрогену, тобто:

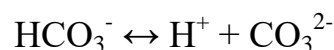
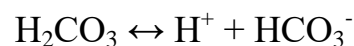
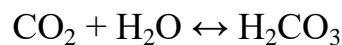
$$\text{pH} = -\lg a_{\text{H}^+} \quad \text{або} \quad \text{pH} = -\lg C(\text{H}^+),$$

де $C(\text{H}^+)$ – молярна концентрація іонів H^+ , моль/л, де a_{H^+} – активність іонів H^+ .

Так, при температурі 298 К у нейтральному водному середовищі $\text{pH} = 7$, у кислому – $\text{pH} < 7$; а у лужному – $\text{pH} > 7$.

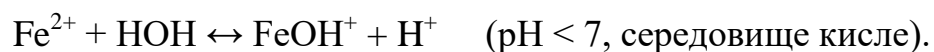
Водневий показник рН є важливою характеристикою якості поверхневих, ґрунтових, питних та інших вод, а також водних розчинів. Зокрема, рН поверхневих вод коливається у межах (6,5...8,5) одиниць; тобто як підземні води й ґрунтові розчини можуть мати більші значення рН. Кисла реакція (рН = 4...4,5 одиниць) характерна для болотних вод, а також, наприклад, вод сульфідних та колчеданних родовищ.

рН природної води, взятої з певного джерела, зазвичай є майже сталим, що зумовлено "роботою" буферної системи "водний розчин вуглекислого газу – гідрокарбонати". Тому істотні зміни у рН води (розчину) у даному середовищі свідчать про забруднення води промисловими чи побутовими стоками, впливом викидів автотранспорту тощо. Отже, активна концентрація іонів H^+ (точніше, H_3O^+) у водному середовищі (розчині) визначається хімічним складом і концентрацією розчинених речовин, причому найважливішою характеристикою є кількісне співвідношення концентрацій карбонатної кислоти і аніонів її кислотних залишків, а саме:



Для поверхневих вод, які містять невеликі кількості CO_2 , характерною є лужна реакція. Однак, у природі зміни показника рН води безпосередньо пов'язані з інтенсивністю перебігу процесів фотосинтезу, зокрема, завдяки споживанню вуглекислого газу водною рослинністю.

Природним джерелом іонів H^+ є гумусові кислоти ґрунту, хоча й гідроліз солей деяких металів також відіграє значну роль. Це особливо проявляється у випадках, коли у водне середовище у великих кількостях потрапляють, наприклад, сульфати Мангану, Кобальту, Феруму, Купруму та ін. Наприклад,



Від концентрації іонів H^+ залежить не тільки розчинність гідроксидів

Феруму(II) і Феруму(III) – $\text{Fe}(\text{OH})_2$ та $\text{Fe}(\text{OH})_3$ у водному розчині, а й корозійна агресивність цього розчину, зокрема, по відношенню до сталевих конструкцій і виробів, а також інтенсивність взаємодії природних вод з ґрунтами і гірськими породами. Тому природні води залежно від значення водневого показника рН поділяють на сім основних груп (табл. 2.7).

Таблиця 2.7 – Класифікація природних вод залежно від значення рН [36], [38]

Клас вод	Значення рН	Характеристика
Сильно кислі	< 3	Результат гідролізу солей важких металів (шахтні та рудні води)
Кислі	3 – 5	Наявні вугільна кислота, фульвокислоти та інші органічні кислоти
Слабко кислі	5 – 6,5	Наявні гумусові кислоти у ґрунті та болотних водах (води лісової зони)
Нейтральні	6,5 – 7,5	Наявні у водах гідрокарбонати Кальцію і Магнію $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ і $\text{Mg}(\text{HCO}_3)_2$
Слабко лужні	7,5 – 8,5	Наявні у великих кількостях гідрокарбонати Кальцію і Магнію
Лужні	8,5 – 9,5	Наявні карбонат та гідрокарбонат Натрію (Na_2CO_3 і NaHCO_3)
Сильно лужні	> 9,5	Наявність карбонату і гідрокарбонату Натрію у значних кількостях

Встановлення рН природної води зазвичай опосередковано характеризує її хімічний склад, причому, рН розчинів визначають наближено колориметричним (індикаторним) методом та більш точно – за допомогою потенціометричного методу. Зокрема, колориметричний метод передбачає спостереження за зміною кольору індикатора у водному розчині (або індикаторного паперу) залежно від концентрації іонів H^+ . Воно є швидким, але не дуже точним і особливо у випадках, коли досліджувані розчини каламутні чи забарвлені. Його використовують зазвичай для попереднього аналізу чи для експрес-визначення рН розчину.

Потенціометричний метод визначення рН дає змогу встановити значення рН досить точно. Він ґрунтується на застосуванні так званих індикаторних

електродів, електродний потенціал яких безпосередньо залежить від концентрації іонів H^+ у досліджуваному розчині. Так, потенціал "чутливого" (індикаторного) електрода визначають вимірюванням електрорушійної сили (ЕРС) такого гальванічного елемента (ГЕ), який складається з досліджуваного електрода, потенціал якого невідомий та залежить від концентрації іонів H^+ , і електрода порівняння, потенціал якого відомий.

Як електрод порівняння у дослідженні використовували хлорсрібний електрод, а як індикаторний – скляний електрод. Останній є скляною трубкою з напаяною на конус порожнистою кулькою зі спеціального літєвого скла. Всередині кульки міститься 0,1 моль/л розчин HCl , в якому занурено платиновий стрижень (провідник). При цьому у розчині між поверхнею кульки скляного електрода і досліджуванним розчином виникає "транспорт" (обмін) іонів. Як наслідок, іони Li^+ у поверхневих шарах скла замінюються на іони H^+ , і між поверхнею скла і розчином виникає різниця потенціалів, величина якої залежить від концентрації іонів H^+ і температури розчину. Потенціал скляного електроду записують таким чином (за рівнянням Нернста):

$$\varphi_{\text{скл}} = \varphi^{\circ}_{\text{скл}} + 0,059 \lg[H^+] = \varphi^{\circ}_{\text{скл}} - 0,059 \text{ рН}$$

Отже, для вимірювання ЕРС (різниці електродних потенціалів) потрібно створити електричне коло, внутрішній ланцюг якого забезпечує електрохімічний контакт із розчином хлоридної кислоти, який міститься в скляному електроді. Електродом порівняння (тобто допоміжним електродом) є хлорсрібний електрод, який забезпечує електрохімічний контакт з досліджуванним розчином за допомогою так званого електричного ключа – спеціальної трубки, яка закінчується пористою перегородкою і заповнена насиченим розчином KCl . Значення рН реєструється мілівольтметром, що вбудований у прилад і градуйований у одиницях рН. При цьому вплив температури на ЕРС ГЕ компенсується спеціальним термокомпенсатором, який вмонтовано у прилад.

Кислотність ґрунтів це здатність ґрунту підкислювати ґрунтовий розчин речовинами-кислотами, що містяться в ньому та обмінно-поглинутими катіонами

Гідрогену, а також катіонами Алюмінію, який здатний через гідролітичні процеси змінювати кислотність розчинів (зазвичай у бік кислого середовища). Зовнішнім джерелом підкислення ґрунтів можуть бути атмосферні опади, викиди промислових підприємств і транспортних засобів, особливо якщо вони містять карбонатну, сульфатну, нітратну, нітритну та/або інші кислоти, в тому числі й органічні. У ґрунтах є також і внутрішні джерела збільшення кислотності ґрунтових розчинів, серед яких, наприклад [136]:

- корені і мікоорганізми утворюють при диханні вуглекислий газ, який розчиняється з утворенням карбонатної кислоти;
- іони H^+ виділяються в процесі розкладу органічних сполук – складових ґрунту внаслідок мінералізації, нітрифікації та/або вилуговування;
- органічні кислоти, що виділяються з рослинних організмів, зокрема їх коренів, а також з органічних речовин ґрунту. Проте корені можуть виділяти не тільки іони Гідрогену, але й гідроксил-іони (поверхня повинна залишатися електронейтральною при засвоювання (поглинанні) поживних речовин);
- педогенні мінерали є також зазвичай кислими і виділяють іони H^+ при розчиненні ґрунтовими водами;
- при нітрифікації, наприклад, амонійних добрив також утворюються іони Гідрогену.

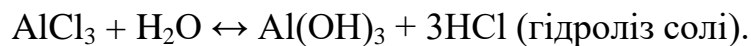
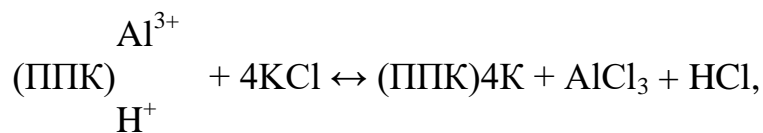
Розрізняють актуальну (тобто активну, реальну) і потенціальну (тобто пасивну, резервну) кислотності (рис. 2.5).



Рисунок 2.5 – Види кислотності ґрунтів.

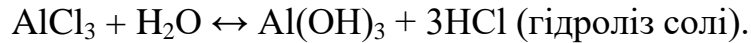
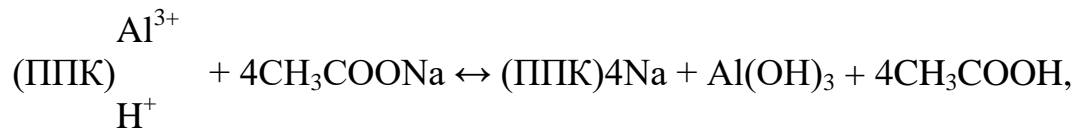
Актуальна кислотність обумовлена наявністю вільних іонів Гідрогену у ґрунтовому розчині. Її визначають у водній витяжці при співвідношенні ґрунт : вода 1 : 5 або 1 : 2,5. Актуальну кислотність визначають не тільки для кислих, а й для лужних ґрунтів та позначають рН(H₂O). Потенціальна кислотність обумовлена наявністю іонів Гідрогену і іонів Алюмінію, що містяться в ґрунтово-вбирному комплексі (ГВК). За способом визначення кислотність поділяють на обмінну і гідролітичну.

Зокрема, обмінна кислотність це та частина потенціальної кислотності, яка визначається при взаємодії з ґрунтом 1 н. розчину гідролітично нейтральної солі калій хлориду (рН = 5,6). При цьому іони Н⁺ і Al³⁺ у ГВК і заміщуються на іон К⁺:



Обмінна кислотність характеризується величиною рН (КCl) і зазвичай нижча за рН (H₂O). Її можна застосовувати, наприклад, для індикації необхідності вапнування ґрунту, хоча для цієї мети зазвичай застосовують саме показник гідролітичної кислотності ґрунту. За значенням обмінної кислотності, користуючись табл. 2.8, проводять оцінювання кислотності ґрунтів.

Гідролітична кислотність (Н_Г) надає більш повну характеристику щодо потенційної кислотності ґрунтів, оскільки заміщення іонів Н⁺ і Al³⁺ у ГВК проводиться при дії на ґрунт 1 н розчином гідролітично лужної (при гідролізі рН розчину змінюється у бік лужного середовища) солі ацетату Натрію CH₃COONa з рН = 8,2. Її, як правило, виражають у ммоль/100 г ґрунту. Вибір як реагенту ацетату Натрію є найбільш оптимальним, оскільки дія карбонатів і сульфідів пов'язана з виділенням газоподібних вуглекислого газу і токсичного гідрогенсульфуру.



Таблиця 2.8 – Характеристика ґрунтів та їх класифікація за ступенем кислотності рН (KCl) [136]

Клас	Ступінь кислотності	рН (KCl)
I	Дуже сильнокислі	менш 4,0
II	Сильнокислі	4,1–4,5
III	Середнекислі	4,6–5,0
IV	Слабкокислі	5,1–5,5
V	Близькі до нейтрального середовища	5,6–6,0
VI	Нейтральні	більш 6,0

Для приготування 0,1 моль/л розчину натрій ацетату на технохімічних терезах зважують 136 г $\text{CH}_3\text{COONa} \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ і переносять у мірну колбу на 1 л, розчиняють у дистильованій воді і доводять об'єм до риски. Розчин повинен мати рН = 8,3...8,4. У випадку більш кислої реакції, додають по краплях 10 %-й розчин NaOH, при більшій лужності – 10 %-й розчин CH_3COOH . Розчин, що приготували, зберігають не більш 3-х діб. Оцінювання потенціальної кислотності ґрунтів проводять саме за значенням їх гідролітичної кислотності (табл. 2.9)

Лужність (основність) ґрунтів обумовлена надлишком гідроксил-іонів OH⁻. Ці іони утворюються природно, наприклад, при вивітрюванні алюмосилікатів ґрунтоутворюючої породи, але у значній мірі – внаслідок гідролітичних процесів – гідролізу солей, утворених сильними основами і слабкими кислотами, зокрема, Na_2CO_3 , NaHCO_3 , $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ і іонів Na^+ у ГВК. Підлугування ґрунтів може

бути спричинено й випадіннями лужного пилу, викидами підприємств тощо. Аналогічно кислотності розрізняють лужність актуальну та потенційну.

Таблиця 2.9 – Ступінь кислотності ґрунтів за показником H_T , ммоль/100 г ґрунту [136]

Клас	Ступінь кислотності	Показник H_T
I	Дуже сильнокислі	більше 6,0
II	Сильнокислі	5,1...6,0
III	Середнекислі	4,1...5,0
IV	Слабкокислі	3,1...4,0
V	Близькі до нейтрального середовища	2,1...3,0
VI	Нейтральні	менше 2,0

Актуальну лужність визначають вмістом у ґрунтовому розчині гідролітично лужних солей (внаслідок гідролізу солі реакцій середовища зміщується у бік лужного середовища), переважно карбонатів і гідрокарбонатів лужних та лужноземельних металів. Тобто актуальну лужність визначають за значенням рН водної витяжки. Потенційну лужність ґрунтів встановлюють за вмістом обмінного іону Na^+ , який, переходячи до ґрунтового розчину, підлогує його; її також оцінюють за показником рН водної витяжки (табл. 2.10). У дослідженні визначення рН водної ґрунтової витяжки (актуальна кислотність) проводили потенціометричним методом.

Проби ґрунту відбирали за стандартними методиками (метод "конверту" – відбір проб здійснювали у 5-ти пунктах, розташованих на двох діагоналях ділянки й у місцях їхнього перетину; глибина відбору проб становила 5 см...10 см. Зразки ґрунту упаковували у поліетиленові мішечки, пакет нумерували, вказуючи дату, місце та глибину відбору, а також прізвище того, хто відбирав цю пробу (у дослідженні брали участь студенти-екологи 2 та 3 курсів КПІ ім. Ігоря Сікорського).

Таблиця 2.10 – Класифікація ґрунтів за ступенем лужності [136]

Клас	Ступінь лужності	pH(H ₂ O)
I	Слабколужні	7,2...7,5
II	Лужні	7,6...8,5
III	Сильно лужні	8,5...10,0
IV	Різко лужні	10,1...12,0

Ґрунт висушували на повітрі упродовж декількох діб для припинення мікробіологічних процесів. Після висихання проби розрівнювали шар 1 см...2 см завтовшки, надаючи форму квадрата або кола, і проводили квартування – поділяли перпендикулярними діагоналями, що проходять крізь центр, на 4 частини – трикутники, квадрати або сектори. Дві протилежні частини відкидали, а ті, що залишились, об'єднували. Процедуру повторювали до одержання середньої проби ~0,5 кг, яку розтирали у порцеляновій ступці товкачиком і просіювали через сито з діаметром отворів 1 мм. Просіювання проводили з закритою кришкою і відкривали її не раніше ніж через 2–3 хв. після закінчення просіювання. Це дає можливість осісти пилу і не втратити найбільш активну частину ґрунту – мулисту фракцію.

Частину, що пройшла крізь сито, "дрібнозем", використовували для аналізу. Ґрунт, що залишився на ситі, зважували та технічних вагах і визначали вміст (у відсотках) відносно вихідної маси.

Для приготування водної витяжки брали наважку повітряно-сухого ґрунту 10 г (з точністю до 0,01 г) і вміщували її у конічну колбу. Додавали 50 мл дистильованої води (співвідношення ґрунт : вода 1 : 5), яку попередньо кип'ятили упродовж 30 хвилин для вилучення вуглекислого газу CO₂. Вміст колби збовтують декілька хвилин, перемішують та залишають у темному місці на 24 год., потім суспензію фільтрують за допомогою паперового беззольного фільтра. Якщо фільтрат був каламутним, першу порцію відкидали.

Визначення проводили одразу після фільтрування ґрунтового розчину, оскільки під впливом мікрофлори можуть змінитися характеристики і склад витяжок. Отримані ґрунтові витяжки були прозорими, зберігались у темному місці у колбах з закритою пробкою. Визначали рН ґрунтової витяжки за допомогою рН-метра (іономера) ЄВ-74, яких попередньо калібрували за допомогою 5-ти стандартних буферних розчинів з відомими значеннями рН. Спочатку вимірювали найближче значення рН, натиснувши клавіші "рХ", "1–19". Значення рН визначали за шкалою "1–19", потім встановлювали потрібний діапазон (шкалу) і вимірювали рН. Наприклад, якщо показання за шкалою "1–19" виявились між рН = (8...9) одиниць, то далі натискували кнопку "4–9".

Обмінну кислотність ґрунтової витяжки визначали аналогічно потенціометричним методом. Для цього відібрану середню пробу розтирали, просіювали через сито з отворами 1 мм. Наважку ґрунту 20 г вміщували в конічну колбу на 100 см³, доливали 50 мл 1 моль/л розчину хлориду Калію КСІ. Вміст колби збовтували, перемішували та у закритому вигляді залишали відстоюватися на 24 год. Після цього обережно зливали розчин у склянку та визначали рН за допомогою рН-метра (іономера).

Для приготування 1 моль/л розчину КСІ зважували 74,5 г кристалічного хлориду Калію розчиняли у мірній колбі на 1 л у дистильованій воді, залишали на 24 год.

2.5.3 Рефрактометрія як метод аналізу змін у середовищі. Рефрактометрія – один з оптичних методів аналізу природних і штучних систем, заснованих на явищі поляризації молекул під дією світлового випромінювання. Зокрема, метод рефрактометрії заснований на явищі заломлення світла при переході з одного середовища в інше (рефракція, що є мірою електронної поляризуємості атомів, молекул, іонів) і передбачає вимірювання показника заломлення досліджуваного середовища [137]. Найчастіше цей метод використовують для аналізу істинних розчинів, але у нашому дослідженні рефрактометрію було запропоновано як метод, за допомогою якого можна оперативнo отримати інформацію про раптове забруднення водного середовища електролітами, органічними речовинами тощо.

Зокрема, емульсіями називають дисперсні (колоїдні) системи, в яких дисперсійне середовище і дисперсна фаза знаходяться в рідкому стані. Водні емульсії розділяють на 2 типи:

- пряма – "масло у воді" (м/в) – масло є дисперсною фазою, а вода – дисперсійним середовищем;
- зворотна "вода в маслі" (м/в) – масло є дисперсійним середовищем, а вода – дисперсною фазою.

Це обумовлено тим, що всі малополярні органічні рідини, в тому числі й бензин, керосин, дизельне паливо, незалежно від їх хімічної природи, називають "маслом". І залежно від вмісту в емульсії дисперсної фази емульсії класифікують таким чином:

- розведені (вміст дисперсної фази ϕ становить менш 1 % об.);
- концентровані (ϕ до 74 % об.);
- висококонцентровані (ϕ більше 74 % об.).

Слід зазначити, що одночасне потрапляння до води електролітів та/або поверхнево-активних речовин (ПАР) через утворення подвійного електричного шару на поверхнях колоїдних частинок значно погіршує якість води і екологічне становище природного об'єкта.

Серед інших оптичних методів для аналізу суспензій, емульсій та інших непрозорих середовищ зазвичай використовують нефелометрію і турбідиметрію. Ці методи пов'язані із взаємодією світлового випромінювання з колоїдними частинками суспензій. Зокрема, нефелометричний метод визначення концентрації забруднювальної (або іншої) речовини заснований на вимірюванні інтенсивності світла, що відбивається або розсіюється колоїдними частинками незабарвленої суспензії, а турбідиметричний – на вимірюванні інтенсивності світла, що поглинається досліджуваним середовищем – незабарвленою суспензією.

Процес заломлення світла підпорядковується 2-м законам заломлення світла (законам Снелліуса):

1. Падаючий на межу розділу двох оптично неоднорідних середовищ промінь AO , заломлений в друге середовище промінь OC і нормаль NN_1 , лежать в

одній площині;

2. Відношення синуса кута падіння α до синуса кута заломлення β променя є величиною сталою для двох даних середовищ. Ця стала називається відносним показником заломлення другого середовища відносно першого і позначається латинською буквою n_{21} :

$$n_{21} = \sin \alpha / \sin \beta .$$

Заломлення променя світла зумовлене зміною швидкості його розповсюдження при переході з одного середовища в інше, тобто:

$$n_{21} = v_1 / v_2$$

Отже, фізичний сенс відносного показника заломлення полягає в тому, що він дорівнює відношенню швидкості поширення світла в першому середовищі v_1 до швидкості поширення світла в другому середовищі v_2 . Тобто n_{21} показує, у скільки разів швидкість світла в першому середовищі більша (або менша) від швидкості світла в другому середовищі. Показник заломлення речовини вимірюють при монохроматичному світлі і сталій температурі.

Якщо першим середовищем буде вакуум, то показник заломлення будь-якого іншого середовища відносно вакууму має назву абсолютного показника заломлення $n_{\text{абс.}}$:

$$n_{\text{абс.}} = \sin \alpha / \sin \beta = c / v_2.$$

де c – швидкість світла у вакуумі; v_2 – швидкість світла у досліджуваному середовищі.

Тобто абсолютний показник заломлення показує, у скільки разів швидкість світла у вакуумі більша, ніж у даному середовищі [138]. Вимірювання абсолютного показника заломлення відносно вакууму є складним завданням. Тому на практиці вимірювання показників заломлення речовин здійснюють відносно повітря. У зв'язку з тим, що показник заломлення залежить від довжини хвилі, існує безліч показників заломлення для одних і тих самих речовин. Тому

найчастіше використовують показник заломлення жовтої лінії натрію (589,3 нм) – D-лінія спектра газоподібного натрію), який позначають n .

Відносний і абсолютний показники заломлення пов'язані між собою співвідношенням:

$$n = n_{\text{абс.}} / 1,00027,$$

де 1,00027 – значення абсолютного показника заломлення повітря.

Показник заломлення залежить від внутрішнього стану речовини, температури, тиску, концентрації, природи розчинника тощо [138]. Тому його, як правило, визначають при температурі 20 °С (293,15 К) у спектрі натрію n_D^{20} . Якщо вимірювання відбувається за іншої температури, то вводять температурну поправку, а саме:

$$n_D^t = n_D^{20} \pm k(20 - t),$$

де t – температури вимірювання, °С; k – температурна поправка (табличне значення). При температурі (15...25) °С поправку можна не вводити.

Емпірично встановлено, що в інтервалі температур (15...25) °С із зростанням температури на 1 градус показник заломлення зменшується на 0,0005, тобто температурна поправка k становить 0,0005.

Коефіцієнт (показник) заломлення розчину залежить від концентрації розчинених в ньому речовин. Тому рефрактометри часто калібрують у відповідних одиницях. Для розчинів деяких органічних речовин показник заломлення лінійно залежить від їх концентрації.

Чим більша густина середовища, тим менша швидкість розповсюдження світла в ньому, а тому тим більше значення показника заломлення (наприклад, $n_D^{20}(\text{H}_2\text{O}) = 1,33299$, $n_D^{20}(\text{скла}) = 1,5190$) [139]. Зі зростанням концентрації речовини в розчині показник заломлення збільшується. Це пов'язано із збільшенням густини розчину і зростанням взаємодії світла з речовиною, що приводить до зменшення швидкості світла v_2 .

Залежність n від концентрації речовини в розчині має лінійний вигляд:

$$n = n_0 + kC(X),$$

де n_0 – показник заломлення чистого розчинника; $C(X)$ – концентрація речовини в розчині; k – емпіричний коефіцієнт.

Графік залежності показника заломлення від концентрації речовини має вигляд прямої лінії, що виходить не з початку координат. Емпіричний коефіцієнт k розраховують графічно:

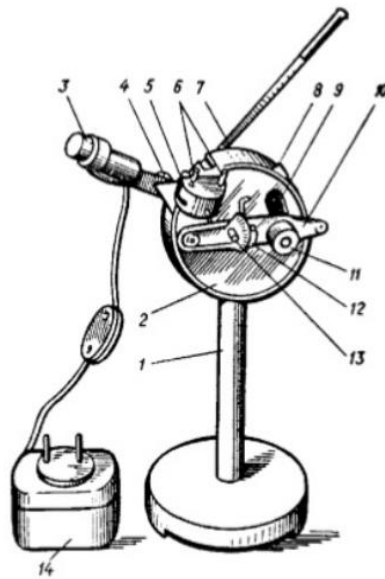
$$k = \operatorname{tg} \alpha = \Delta n / \Delta C(X)$$

Коливання атмосферного тиску незначно відбивається на коефіцієнті заломлення твердих і рідких речовин, вони мають значення тільки для вимірювання коефіцієнтів заломлення газоподібних речовин.

У дослідженні використовували рефрактометр РПЛ-3 (рис. 2.6) типу Аббе (працює на принципі вимірювання граничного кута заломлення). У полі зору об'єктива одночасно видні перехрестя (візирний хрест), межа поділу світла і тіні та шкала показників заломлення з візирної лінією. Для усунення райдужності та отримання різкого зображення межі в рефрактометрі використано компенсатор дисперсії [139]. Рефрактометр юстирували за еталонними рідинами і перевіряли перед початком роботи нульову точку приладу за дистильованою водою. Межі вимірювання показника заломлення у водних розчинах становлять 1,3...1,7, шкала проградуєвана для 20 °С.

У дослідженні рефрактометрію використовували, по-перше, для ідентифікації речовини (зокрема, проб води), а, по-друге, для оперативного контролю її чистоти і вироблення рішень стосовно потрапляння забруднювальних речовин. Кількісне визначення концентрації домішок за методом рефрактометрії не проводилось. Ідентифікацію здійснювали шляхом порівняння вимірних і табличних значень показників заломлення досліджуваних проб. Перевагами рефрактометричного методу є його простота,

відносно невисока вартість приладів для визначення коефіцієнта заломлення світла, а також невеликі витрати речовини ($\sim 0,05$ мл) [137], [138].



1 – колонка; 2 – корпус; 3 – освітлювач; 4 – нижня камера з призмами; 5 – верхня камера з призмами; 6 – штуцер; 7 – термометр; 8 – пробка; 9 – шкала; 10 – рукоятка; 11 – окуляр; 12 – шкала; 13 – гвинт

Рисунок 2.6 –Рефрактометр типу РПЛ-3.

Зазначимо, що оптична схема рефрактометрів, як правило, побудована на використанні відображення і проходження світла тільки усередині призми, тому ані прозорість розчину, ані наявність у ньому нерозчинних включень, що розсіюють світло, газових пухирців тощо не будуть впливати на результат виміру. Тому наявність емульсій і/або суспензій у досліджуваних розчинах визначали за допомогою ефекту Тиндаля. Для цього проби води вміщували у посудину з плоскопаралельними стінками і закривали її. За допомогою ліхтаря одержували вузький пучок світла. Для цієї цілі попередньо було виготовлено спеціальну ємність по типу ящика для аналізу розсіювання, відбивання і заломлення світла за конусом Тиндаля.

Вимірювання показника заломлення досліджуваних проб води проводили при температурі $(20 \pm 0,1)^\circ\text{C}$ і довжині хвилі лінії *D*-спектра газоподібного натрію (589,3 нм). Вимірювання повторювали 5 разів до співпадіння результатів вимірювання. Щоразу на призму рефрактометра додавали свіжу краплину

досліджуваної проби. Знаходили середнє арифметичне значення паралельних вимірів показника заломлення. Точність вимірювання складала не нижче $\pm 2 \cdot 10^{-4}$. У дослідженні було встановлено наявність у водних об'єктах розведених прямих емульсій типу "масло–вода", а також утворення суспензій через потрапляння пилових забруднень до водойм. Також деякі солі, наприклад, алюміній сульфід, потрапляючи до водного середовища, майже повністю гідролізують з утворенням осаду гідроксиду металу:



Отже, комплексне застосування таких фізико-хімічних методів аналізу, як кондуктометрія, потенціометрія та рефрактометрія (за необхідності додавали методи денсиметрії – вимірювання густини розчину, віскозиметрії – вимірювання в'язкості тощо) надає змогу отримати оперативну інформацію стосовно змін (зокрема, погіршення) екологічного стану досліджуваного об'єкту, а також зробити висновки щодо джерел забруднення (викиди автотранспорту, наприклад), інтенсивності забруднення та можливих наслідків для здоров'я людей, які відпочивають на забрудненій території чи навіть купаються у забрудненій воді. Ці інструментальні методи не потребують багато часу для аналізу, є достатньо простими, потребують невелику кількість розчину тощо. Зокрема, за допомогою ручних оптичних рефрактометрів типів Kelilong RHS-28ATC можна легко встановити вміст солей у воді (соленості), оскільки його шкала градуєрована для вимірювання соленості водних розчинів у ppt або густини у $\text{кг}/\text{дм}^3$.

2.6 Методика статистичного опрацювання результатів експериментів

Експериментальні (емпіричні) визначення (потенціометричним, кондуктометричним і оптичними методами, а також фізико-хімічний аналіз і аналітичні визначення) проводили у п'ятикратній повторності з метою отримання результатів з довірчою ймовірністю $p = 95\%$ (рівень значущості

$\alpha = 5 \%$) [140], [141]. Для серій паралельних дослідів (експериментів) розраховували середнє арифметичне значення функції відгуку, оцінку дисперсії для серії паралельних дослідів (експериментів).

Відтворюваність дослідження перевіряли за непараметричним G критерієм Кохрена [142], який базується на співставленні сум квадратів відхилень від середнього арифметичного значення і застосовується у випадку, коли потрібно встановити однорідність результатів декількох серій експериментів. Отже, для перевірки відтворюваності експериментів обчислювали розрахункове значення критерію Кохрена $G_{розр.}$ як відношення максимальної з оцінок дисперсій D_{max} до суми усіх оцінок дисперсії ΣD_i :

$$G = D_{max} / \Sigma D_i \quad (2.12)$$

Нульова гіпотеза H_0 з приводу невідтворюваності експерименту відхиляється у тому разі, коли здійснюється умова $G_{розр.} \leq G_{табл.}$ ($G_{табл.}$ – критичні значення критерію Кохрена, що беруться з статистичних таблиць і залежать від кількості паралельних дослідів (експериментів) і числа ступенів свободи). В усіх дослідях (експериментах) нульова гіпотеза була відхилена на рівні значущості $\alpha = 5 \%$ (ймовірність $p = 95 \%$; $\alpha = 100 - p$). Таким чином було встановлено, що експерименти є відтворюваними, а оцінки дисперсій – однорідними.

Опрацювання результатів експериментів проводили статистичними методами аналізу з використанням програмних продуктів MS Office Excel, SPSS Statistics 17 і програмного комплексу "STCModeler v 1.3". Встановлювали розрізнення у варіантах з ймовірністю $p = 95 \%$ ($\alpha = 5 \%$). За допомогою зазначених програмних засобів обчислювали середнє арифметичне значення, похибку середнього арифметичного, математичне очікування; дисперсію і середньоквадратичне відхилення, а також абсолютну, максимальну і відносну похибки. Звертали увагу на значення моди (мод) і медіани для встановлення нормальності рядів розподілу. Для визначення достовірності відмінностей між середніми значеннями проводили

також перевірку статистичних гіпотез за критерієм Стьюдента і коефіцієнтом парної кореляції Пірсона.

Візуалізацію побудованих у "STCModeler v 1.3" прогнозних моделей здійснювали у програмному середовищі Gnuplot 5.0. Розрахунок коефіцієнтів регресії і перевірку значимості коефіцієнтів детермінації здійснювали за допомогою програмного забезпечення MS Office Excel і SPSS Statistics 17 із застосуванням критерію Стьюдента. Адекватність отриманих математичних моделей перевіряли за методикою Фішера за F -критерієм [143].

Перевірку вибірок на однорідність проводили після попереднього розрахунку статистичних характеристик у програмному комплексі SPSS Statistics 17 з використанням значень дисперсії D (σ^2) і середньоквадратичного відхилення σ . Вибірку вважали однорідною, якщо для усіх варіант виконувалась умова $|D| \leq |3\sigma|$ (значимість на рівні $\alpha = 1\%$; ймовірність $p = 99\%$).

Напрямок взаємозв'язку між залежним показником і незалежними ознаками вважали прямим (тобто позитивним) чи оберненим (негативним) за знаком коефіцієнта кореляції r .

З урахуванням середньої похибки апроксимації за допомогою шкали Чеддока встановлювали тісноту зв'язку між досліджуваними змінними, а саме за умов: $0,01 < r \leq 0,29$ – зв'язок вважали слабким позитивним; $0,30 < r \leq 0,69$ – помірним позитивним; $0,70 < r \leq 1,00$ – сильним позитивним; $-0,01 < r \leq -0,29$ – слабким негативним; $-0,30 < r \leq -0,69$ – помірним негативним і $-0,70 < r \leq -1,00$ – сильним негативним зв'язком.

Оцінку достовірності регресійних моделей робили за коефіцієнтом детермінації R^2 , вважаючи, що чим ближче його значення прямує до 1, тим краще підібрана апроксимаційна функція відображає зв'язок між досліджуваними величинами (явищами).

Апроксимаційні рівняння підбиралися за методом найменших квадратів (МНК). Отриману регресійну модель вважали достатньо

адекватною за значеннями $R^2 \geq 0,5$, а моделі з $R^2 \geq 0,8$ вважали хорошими, адекватно описуючими досліджувані процеси чи явища.

Висновки до другого розділу

1. Означено об'єкти проведення дисертаційного дослідження, а саме зони відпочинку поряд з озерами: Райдужне (вул. Райдужна); Сонячне (вул. Ревуцького); озерами № 14 і № 15 (Брест-Литовське шосе); Тельбін (Дарницьке шосе); Гарячка (вул. Здолбунівська); Жандарка (вул. Петра Григоренка); Лебедине і Вирлиця (проспект Миколи Бажана); Совські ставки (проспект Валерія Лобановського); ставок Віта (вул. Садова); озеро поряд з парком імені Романа Шухевича (проспект Романа Шухевича); території відпочинку на узбережжі Дніпра; зони відпочину на Русанівській набережній тощо.

Спостереження проводили також на ділянці проспекту Перемоги (перетин з вул. В'ячеслава Чорновола – перетин з проспектом Академіка Палладіна), де розташовані та активно використовуються для відпочинку парки КПІ ім. Ігоря Сікорського; імені Пушкіна; "Нивки"; сквер імені Василя Стуса.

2. Здійснено обґрунтування методології проведення експериментальних досліджень, описано методики відбору проб води і ґрунтів, проведення експрес-аналізів за потенціометричним, кондуктометричним, денсиметричним, віскозиметричним, сталагмометричним та оптичними методами (зокрема з використанням нефелометрії і рефрактометрії).

3. Обґрунтовано методику статистичного опрацювання результатів дослідження і доведення відтворюваності експериментів.

Результати аналізу за другим розділом висвітлено у працях №№ 1, 2, 3, 8, 14, 28 (додаток А).

РОЗДІЛ 3

КОМПЛЕКСНЕ ОЦІНЮВАННЯ ЗМІН В ЕКОЛОГІЧНОМУ СТАНІ ЗОН ВІДПОЧИНКУ ЗА ІНГРЕДІЄНТНИМ ЗАБРУДНЕННЯМ

3.1 Аналіз екологічного стану ґрунтового покриву за комплексним показником забруднення, сезонні зміни кислотно-сольового забруднення ґрунтів

3.1.1 Контроль параметрів стану ґрунтів під впливом автотранспортного комплексу. Зважаючи на зростаючий негативний вплив антропогенної діяльності на стан урбанізованих екосистем, контроль параметрів стану компонентів довколишнього середовища є доволі важливим. І особливо це стосується ґрунтового покриву міст. Так, Сухарьова М. М. [144] відмічає, що в умовах міського середовища формуються своєрідні ґрунти, які вона називає урбіквазіземами, що входять в клас техногенних поверхневих утворень і містять значну кількість антропогенних включень.

Як вже було відмічено, при існуючій високій інтенсивності руху автотранспорту АТК є потужною техногенною системою, що впливає на всі компоненти навколишнього середовища. Надлишкова кількість важких металів та інших забруднюючих речовин, що надійшли в біосферу в силу природних явищ або в результаті техногенного впливу, виводяться з системи міграційних циклів і міцно зв'язуються в твердій фазі ґрунтів, звідки вони можуть поступово видалятися, потрапляючи у продукти харчування.

Дослідниця зауважує, що вміст рухливих форм ВМ у ґрунтах є одним з найважливіших показників, що визначаються при ґрунтово-геохімічному моніторингу природного середовища. Він впливає на інтенсивність водної міграції важких металів, їх доступність для вищих рослин і, таким чином, характеризує потенційну небезпеку накопичення важких металів у ґрунтах. Відповідно до результатів досліджень Сухарьової М. М., по шкідливому впливу на навколишнє середовище забруднювальні речовини можна

розташувати таким чином (у порядку зменшення):

- для міських умов: Плюмбум → бенз(а)пірен → Цинк → Купрум;
- для заміських умов: бенз(а)пірен → нафтопродукти [144].

У межах великих міст, таких як м. Київ, у зв'язку з наявністю численних джерел забруднення (промисловість, звалища та ін.) спостерігається хаотичний розподіл зменшення забруднення в міру віддалення від кромки дороги, в той час як на заміських дорогах, де єдиним і незаперечним джерелом надходження забруднювальних речовин є автотранспорт, спадання їх концентрації виражене більш характерно.

Аналіз наукових джерел показує, що глибина проникнення ШР у ґрунт не перевищує 0,5 м. Проаналізувавши роботи дослідників щодо забруднення викидами АТЗ ґрунтів по глибині, ми дійшли висновку, що частина забруднювачів фіксується у поверхневому шарі. Далі поллютанти можуть зв'язуватися з водорозчинними органічними і мінеральними речовинами середовища, мігрувати з атмосферними опадами, що інфільтруються, зокрема, у складі новостворених флюїдних систем з характеристиками, які відповідають місцевим умовам.

Такі складні флюїдні системи являють собою колоїдні системи непостійного складу, здатні захоплювати й утримувати як рухливі форми металів, так органічні та мінеральні речовини, що надходять з поверхні та/або вимиваються з поверхневого шару ґрунту. Сформовані складні флюїдні системи мігрують по капілярах, поступаючи у ґрунтові води, звідки надходять в поверхневі водні об'єкти, привносячи в них елементи забруднюючих речовин з територій, прилеглих до автодоріг [144].

Значимість проблеми забруднення ґрунту визначається 2-ма головними обставинами. Перш за все, як зазначає І. А. Ігнат'єв [145], ґрунт є найважливішою складовою частиною біосфери. Цінність ґрунту пов'язана з величезною екологічною роллю, яку він відіграє в круговороті речовин, підтримці стабільності біосфери і окремих біосистем. З іншого боку, будівництво автомобільних доріг і функціонування автотранспорту

супроводжується значним негативним впливом на природні середовища і, зокрема, на ґрунт. Такі дослідники, як А. М. Птюшкін [146] і Є. І. Павлова [147] зазначають, що більше 80 % викидів ШП від усіх видів транспорту припадає саме на автомобільний. На відміну від повітря і води, ґрунт є комплексною системою, де основні чинники знаходяться у певній рівновазі, яка досягається упродовж тривалого періоду часу. Ця рівновага, порушуючись під час забруднення, не може швидко відновитися навіть при усуненні причин, що його викликають.

Ґрунт є природним буфером, що визначає перенесення хімічних речовин у воду, повітря і біоту [148]. Тривалість перебування забруднювальних речовин у ґрунтах набагато більше, ніж в атмосфері і гідросфері [146]. Ступінь забруднення ґрунту в значній мірі залежить від його мінерального і органічного складу, а також від фізичних і хімічних властивостей [149]–[151]. Аналіз літературних джерел дає змогу дійти висновку, що для автотранспортного забруднення характерним є саме забруднення ґрунтів сполуками важких металів. Ситуацію із забрудненням ґрунтів автотранспортом ускладнюють також виливи нафтопродуктів, масел та ін. [146].

У контексті проведеного дослідження важливим є те, що істотний вплив на рухливість іонів ВМ у ґрунтах чинить їх кислотність [152], [153]. Так, наприклад, за даними [154]–[156], у кислих ґрунтах при збільшенні валового вмісту Плюмбуму збільшується вміст його рухливих (біодоступних) форм, тоді як у нейтральних і слаболужних середовищах концентрація рухливих форм Плюмбуму знижується за рахунок утворення важкорозчинного карбонату Плюмбуму (II) $PbCO_3$. Однак при цьому концентрація рухливого Цинку зростає і в нейтральних, і слабколужних ґрунтах. Це пояснюється утворенням високомолекулярних органічних хелатів, добре розчинних у лугах. Окрім того, для Цинку характерна наявність великої кількості рухливих форм (до 17 % від його валового вмісту) [146], [157].

Для встановлення механізмів впливу автомобільного транспорту на забруднення ґрунту доцільно використовувати системний підхід. Відповідно до нього на першому етапі визначається критерій ефективності функціонування

досліджуваної системи. У загальному випадку в якості критерію можна розглядати мінімізацію валових викидів ШР автомобільним транспортом. Структуру системи закономірностей формування забруднення ґрунту прилеглих до автодоріг територій наведено на рис. 3.1 [158].

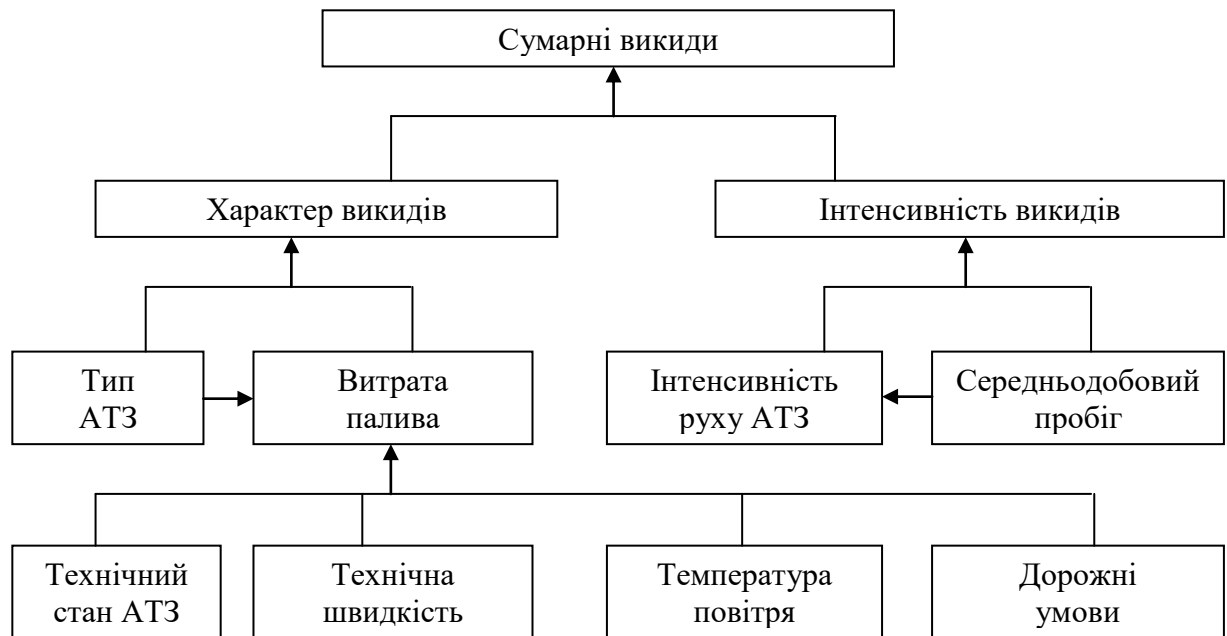


Рисунок 3.1 – Схема формування забруднення ґрунту під дією викидів АТЗ.

Зміна валових викидів ШР АТЗ залежить як від характеру їх викидів, так і від інтенсивності надходження їх в навколишнє природне середовище. Характер викидів ШР залежить також від типу рухомого складу і кількості та якості спожитого палива, що, в першу чергу, визначається пробіговими викидами токсикантів у ВГ АТЗ. Технічний стан автотранспортних засобів, у свою чергу, впливає і на витрату палива, і на вміст токсичних речовин у ВГ двигунів внутрішнього згоряння. Крім того, він впливає і на ефективність робочих процесів двигуна і, як наслідок, на обсяги і токсичність ВГ.

Вплив кількості АТЗ на забруднення територій, прилеглих до автодоріг, оцінюють за інтенсивністю руху транспортного потоку, яка має певні, чітко виражені, сезонні коливання. Серед основних характеристик ТП найважливішою вважають його середню швидкість та щільність [158]. Взаємодію елементів системи формування забруднення ґрунту викидами ТП схематично показано на рис. 3.2.

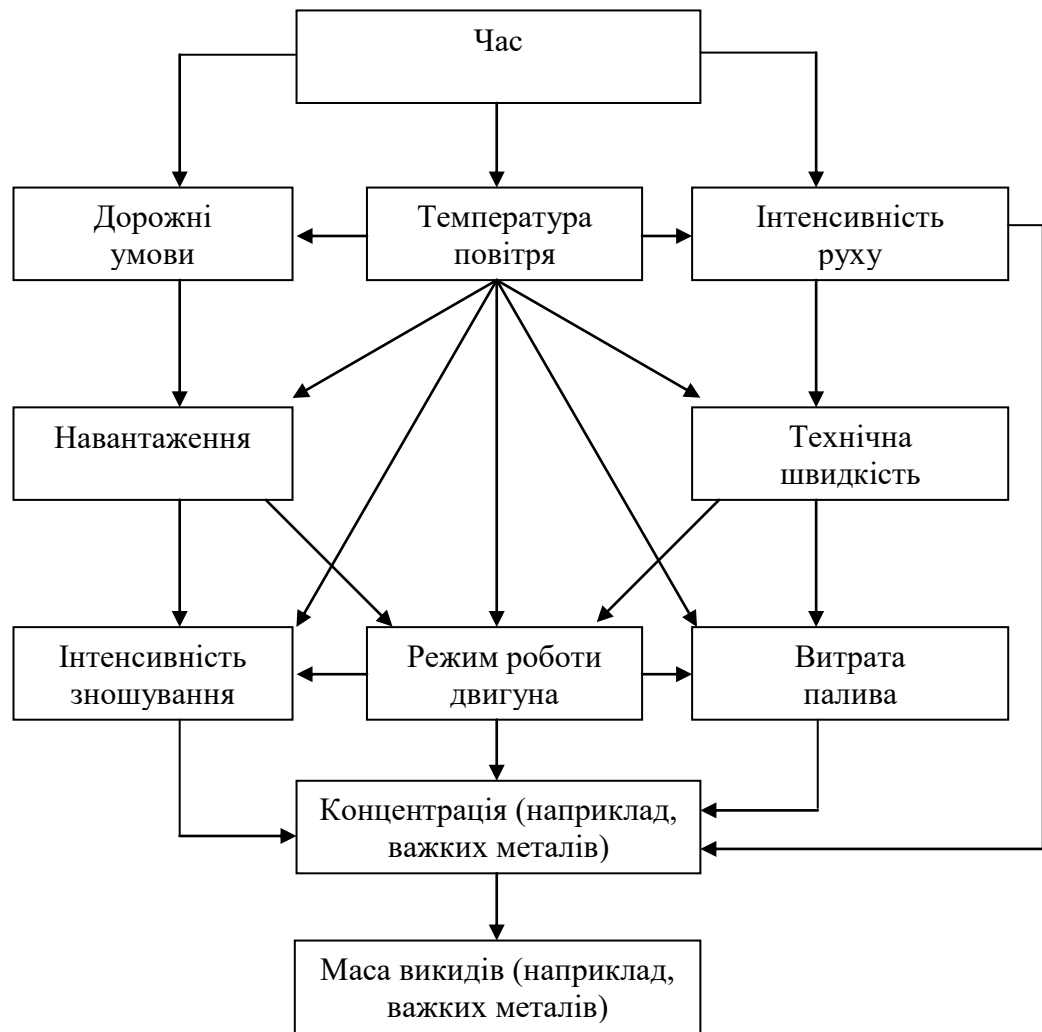


Рисунок 3.2 – Взаємодія елементів системи формування забруднення ґрунтів викидами ТП на територіях, прилеглих до автодоріг.

Обґрунтування і вибір методів і засобів контролю вмісту ШР речовин у ґрунтовому середовищі, в тому числі й рекреаційних територій, значною мірою залежить від типу забруднення. Зазвичай у хімічному аналізі застосовують такі методи дослідження, як об'ємно-абсорбційний аналіз, спектральні й електрохімічні методи, УФ-фотометричний метод аналізу, хроматографію, мас-спектрометрію тощо. Серед специфічних методів контролю – контроль за вмістом вуглеводнів з використанням полум'яно-іонізаційного методу, вмісту оксидів Нітрогену – хемілюмінесцентного методу аналізу та ін. [159].

3.1.2 Розрахунок показників забруднення ґрунтового покриття досліджуваних територій. Шкідливі речовини, потрапляючи у ґрунт, можуть переходити в

грунті й поверхневій воді, в рослини тощо і далі мігрувати по трофічних ланцюгах. З дрібнодисперсними частинками токсиканти переносяться на великі відстані, формують ареали локальних забруднень на природних і техногенних геохімічних бар'єрах, спричинюючи небезпечне й неконтрольоване забруднення селітебних територій. І особливо шкідливими в екологічному сенсі є оксиди Сульфуру й Нітрогену, а також сполуки ВМ, формальдегід і циклічні вуглеводні. Не можна ігнорувати і здатність живих організмів до біоаккумуляції токсикантів і можливість їх перенесення, наприклад з листям, на інші, незабруднені території.

Зокрема, сполуки ВМ можуть адсорбуватися і взаємодіяти з ґрунтовим гумусом, утворюючи міцні поганорозчинні сполуки, які накопичуються в ґрунтовому покриві і призводять до вторинного забруднення поверхневих і ґрунтових вод. Відомо [160], що глибина проникнення сполук ВМ у ґрунт становить в середньому (15...20) см (хоча, за іншими даними, вони здатні проникати й на глибину до 160 см) [161]. Причому, найбільшу міграційну здатність виявляють сполуки Цинку і Меркурію (розповсюджуються в ґрунті майже рівномірно до 20 см в глибину), а сполуки Плюмбуму, навпаки, концентруються у поверхневому шарі педосфери, створюючи особливу небезпеку для здоров'я людей і тварин. Сполуки Кадмію, як правило, займають проміжне положення [144], [160].

Навіть біогенні елементи у випадку потрапляння до організму людини вище за необхідну для життєдіяльності норму здатні призводити до важких наслідків для здоров'я людей. У першу чергу це стосується такого "металу життя", як Купрум, надлишок якого в організмі є вкрай небезпечним для здоров'я. Тобто існує певний поріг як за мінімальною концентрацією, так і за максимальною концентрацією речовини, іону або хімічного елемента, у межах якого життєдіяльність людини зберігається в нормальному стані.

У дослідженні значну увагу приділяли вивченню кислотно-сольового забруднення атмосферних опадів і ґрунтового покриву міських територій біля автодоріг у осінньо-зимній і особливо – у ранньовесняний період, коли тільки-но сходить сніговий покрив, і до ґрунту активно потрапляють не

тільки ШР, що викидаються стаціонарними і пересувними джерелами забруднення, а й залишки протижеледних засобів [107], [129], [162], [163]. Зокрема багаторічне використання взимку піщано-сольових сумішей (приблизно 92 % піску та 8 % технічної кухонної солі NaCl), суміші солі NaCl і хлориду Кальцію CaCl_2 у пропорції 88 : 12 [164] та інших протижеледних реагентів (наприклад, рідкого реагенту – 28 %-го розчину модифікованого хлориду Кальцію CaCl_2 та ін.) призводить не тільки до збільшення навесні у ґрунтах і ґрунтових водах концентрації хлориду Натрію (точніше – іонів Cl^- і Na^+) або хлоридів і сульфатів інших металів, але й до витискування з ґрунтового поглинаючого комплексу таких важливих катіонів, як катіони Кальцію Ca^{2+} і Магнію Mg^{2+} , що заміщуються на більш рухливий катіон Натрію [107].

На жаль, таке заміщення призводить до погіршення фізичних і хімічних властивостей ґрунтів, сприяючи його подальшій ерозії і деградації. А оскільки протижеледні реагенти і матеріали можуть вноситися робітниками комунальних служб у кількостях, що перевищують необхідні дози, то взимку під час відлиг та у весняний період і ці реагенти, і піщаний пил активно потрапляють до ґрунтів і ґрунтових вод. Окрім того, піщано-сольові суміші досить часто використовують і для обробки тротуарів, що розташовані поблизу газонів, і для обробки доріжок лісопаркових зон міста. Також узимку можна спостерігати так звану роторну перевалку снігу на газони, що сильно сприяє сольовому забрудненню ґрунтового покриву.

За оцінками фахівців, проникнення ШР з поверхні ґрунту у глибину в середньому становить (15...50) см, тобто достатньо велика частина токсичних речовин залишається на поверхні педосфери, а інша частина, утворюючи колоїдні системи, мігрує у глибину з атмосферними опадами, потрапляючи і до ґрунтових і поверхневих вод, і у тканини рослин, тварин тощо. У зв'язку з цим нами проведено також фізико-хімічний аналіз проб атмосферних опадів (дощу і снігу), взятих як безпосередньо вздовж проспекту Перемоги, так і на відстанях (0,1...10) м від брівки автомагістралі. Вибір території для дослідження

зумовлений тим, що саме на проспекті Перемоги розташовані паркові зони КПІ ім. Ігоря Сікорського, зони відпочинку студентів Національного медичного університету імені О. О. Богомольця, Київського національного економічного університету імені Вадима Гетьмана, парк імені Пушкіна, парк "Нивки", сквер імені Василя Стуса тощо.

У роботі як кількісний критерій сольового забруднення ґрунту використано показник $K_{\text{сол. з.}}$ (у відсотках), що дорівнює відношенню концентрації іонів Хлору у ґрунтовій витяжці зразка, взятого в певній точці спостереження $C(\text{Cl}^-)$, до значення фонові концентрації іонів Cl^- $C_{\text{ф}}(\text{Cl}^-)$ у контрольній точці:

$$K_{\text{сол. з.}} = C(\text{Cl}^-) 100\% / C_{\text{ф}}(\text{Cl}^-).$$

На діаграмі (рис. 3.3) порівнюються показники сольового забруднення зразків ґрунту, взятих у різні пори року.

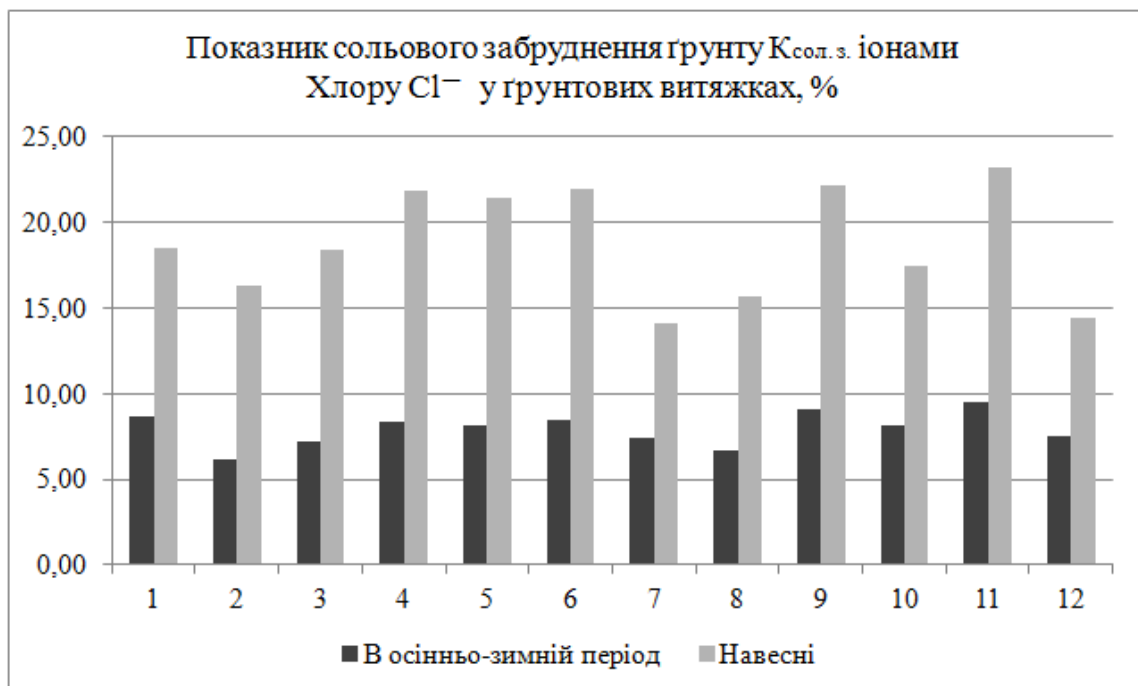


Рисунок 3.3 – Показники сольового забруднення ґрунтів $K_{\text{сол. з.}}$ іонами Хлору Cl^- у водних ґрунтових витяжках (пункти спостережень № 1, 5 і 6 відповідають, відповідно, зонам відпочинку людей у сквері імені Василя Стуса і парку "Нивки").

При проведенні інструментальних досліджень проводили статистичну обробку результатів – визначали середні значення, стандартне відхилення, а

також перевіряли значимість отриманих результатів за критерієм Стьюдента, вважаючи результат значимим при рівні значимості $\alpha < 0,05$ ($p > 0,95$).

Отже, як наслідок кислотно-сольового забруднення ґрунтів на територіях, прилеглих до автодоріг, було зафіксовано зміну кислотності ґрунтового субстрату, тобто рН ґрунтових розчинів змінювався в межах від (5,9...8,0) одиниць (при контрольному значенні 5,7) до (7,5...9,0) одиниць (при контрольному значенні 6,1). Тобто практично на всіх досліджуваних ділянках уздовж проспекту спостерігалось підлугування ґрунту після танення снігового покриву та потрапляння до нього залишків реагентів протиожеледних засобів. Дещо менша зміна кислотності ґрунтових розчинів (в діапазоні (7,0...8,0) одиниць) встановлена в районі станції метро Політехнічний інститут (поблизу паркової зони КПІ ім. Ігоря Сікорського).

Визначено, що навесні, після застосування взимку протиожеледних засобів, водневий показник рН водних витяжок зразків досліджуваних ґрунтів сильно зміщений у бік лужного середовища, а забруднення іонами Хлору (за абсолютними значеннями) зросло майже в (1,9...2,6) рази. Крім того, після (3-х...5-ти) діб знаходження сніжного покриву поблизу автомагістралі спостерігалось суттєве збільшення в ньому грубодисперсного і дрібнодисперсного пилу, а також зміна рН до лужного і слабколужного.

Отже, у межах міських ландшафтів, особливо у великих містах, відбувається значне порушення ґрунтів на територіях, прилеглих до автодоріг; на геохімічних бар'єрах формуються техногенні аномалії хімічних речовин, а, отже, створюється зовсім нова, несприятлива геоекологічна обстановка. Відомо, що відхилення кислотності ґрунтового середовища у бік лужного більш згубно для рослин, ніж таке саме відхилення у бік кислотного. Деревні породи є одніми з основних компонентів озеленення вулиць та саме вони приймають на себе основний тиск з боку автотранспортних забруднень. Отже, зміна кислотності ґрунтів і збільшення в них концентрації хлорид-аніонів та, відповідно, і катіонів Натрію призводять до підвищення осмотичних тисків ґрунтових розчинів, що, у свою чергу, знижує здатність засвоєння вологи рослинами.

Окрім того, залишкові кількості хлориду Натрію у вигляді дрібнодисперсного аерозолу осаджуються на деревах, спричинюючи їх пригнічення, втрату біологічної стійкості та навіть загибель. І найбільш уразливими вважаються поодинокі дерева та чагарники, що ростуть уздовж автомагістральних шляхів. У вологому повітрі оксид Нітрогену (IV) NO_2 реагує з аерозолем хлориду Натрію NaCl , утворюючи такі сильні забруднювачі, як нітратна і хлоридна кислоти. Отже, отримані в роботі критерії кислотно-сольового забруднення ґрунтів територій, прилеглих до автодоріг можуть бути використані в подальшому для комплексного геоекологічного дослідження (наприклад, на основі гало- та біоіндикації) екологічного стану та фітотоксичності міських територій, розробки ефективних протикорозійних заходів та заходів з озеленення міста за рахунок відбору найбільш стійких до кислотно-сольового забруднення порід дерев, оскільки саме ґрунти є специфічними індикаторами геохімічного забруднення та стійкості екосистем.

Для оцінки ступеня забруднення прилеглих до автодоріг територій міста, що мають рекреаційне призначення, використовували емпіричні дані щодо вмісту в ґрунтовому покриві та поверхневих водоймах рухливих (водорозчинних) форм ХЕ, які є найбільш біодоступними, а тому найбільш небезпечними для живих організмів і природного середовища. Одним з найбільш уживаних методів вивчення поведінки ХЕ, зокрема, ВМ, у ґрунтах (ґрунтових розчинах) є метод фракціонування.

Існують різні підходи до реалізації цього методу [165], [166], наприклад, метод аналізу послідовних або паралельних водних ґрунтових витяжок. Для аналізу ґрунтів та оцінки їх якості А. Tessier (1979 р.) застосовував поступове вилуговування і аналіз витяжок з різними величинами рН, а у 1984 р. О. А. Maher було використано цю методику для аналізу донних відкладень природних водойм. Це надало змогу дослідити закономірності хімічної, біохімічної і фізико-хімічної міграції ХЕ, встановити особливості їх перерозподілу в довкіллі, закономірності локалізації різних форм ХЕ, в тому числі рухливих, у компонентах природного середовища, а також визначити ряди рухливості елементів, у тому числі ВМ, залежно від фізико-хімічних умов середовища [165], [166].

У дослідженні для визначення й оцінки рухливих форм ХЕ застосовували якісний та/або кількісний аналізи їх вмісту в водних ґрунтових витяжках з використанням як екстрагенту бідистилату. Для встановлення впливу реакції середовища (його рН) на міграцію сполук ХЕ застосовували ацетатно-амонійний буфер і водні розчини азотної HNO_3 або соляної HCl кислот [167].

Ацетатно-амонійний буфер ($\text{CH}_3\text{COONH}_4^+$; рН = 4,8) дозволяє моделювати вплив ґрунтових розчинів різної кислотності та оцінювати вміст водорозчинних, іонообмінних, слабо сорбованих форм ХЕ, в тому числі й важких металів (ВМ), що є найбільш доступними для живлення організмів. Зокрема, екстракцією ХЕ гарячими розчинами кислот можна змоделювати зміни у концентрації рухливих форм ВМ не тільки при зміні рН середовища, а й за сумісної присутності у середовищі сильних окисників, а також за умов переходу у розчинний стан сульфідів і оксидів цих металів. При цьому останній показник кількісно вказує на максимально можливу концентрацію потенційно-рухливих форм ХЕ [168].

Для дослідження форм знаходження ВМ у ґрунтах за загальноживаними методиками відібрано проби ґрунту з досліджуваних територій м. Києва, поряд з якими розташовані, по-перше, водні об'єкти рекреаційного призначення, а, по-друге, проходить напружена автомагістраль. Відбір і підготовка проб ґрунту до аналізу проводились за ГОСТ 17.4.4.02-84, ГОСТ 17.4.3.01-83, ДСТУ 4287:2004, ДСТУ ISO 10381-1:2004. Детально порядок відбору проб, умови їх висушування та підготовки до аналізу водних ґрунтових витяжок описано у роботі [169] та розділі 2.

Визначення валового вмісту Кадмію (ДСТУ 4770.3:2007), Купруму (ДСТУ 4770.6:2007), Цинку (ДСТУ 4770.2:2007) і Плюмбуму (ДСТУ 4770.9:2007) у ґрунтових витяжках, взятих на досліджуваних територіях, проводили методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії на приладі С-115 [170]–[173]; рН водних суспензій визначали за методиками, описаними у роботах [174], [175].

У дослідженні приймали, що такий показник, як склад рухливих форм ХЕ надає змогу описати процеси їх вторинної міграції і перерозподілу у навколишньому природному середовищі (зокрема, у ґрунтах, водних об'єктах

тощо), а також встановити закономірності локального концентрування у довкіллі небезпечних сполук при взаємодії рідкої і твердої фаз. Додатково визначали ступінь деградації ґрунтів за сольовим і кислотним навантаженням [107]. При інтерпретації результатів дослідження використовувались нормативні показники [176], [177], надані у табл. 3.1.

Таблиця 3.1 – ГДК важких металів у ґрунтах, мг/кг [177]

Хімічний елемент	Хімічна формула	ГДК з урахуванням фону	
		рухливі форми	міцнофіксовані форми
Манган	Mn	500	–
Хром	Cr	6,0	–
Кобальт	Co	5,0	–
Нікол	Ni	4,0	–
Купрум	Cu	3,0	–
Цинк	Zn	23,0	60
Кадмій	Cd	–	0,5
Плюмбум	Pb	6,0	60

За наявністю у водних розчинах і ґрунтових витяжках рухливих форм ХЕ, у тому числі й ВМ можна схарактеризувати міграційну активність їх іонів. Тобто цей показник може бути застосований як індикатор забруднення ґрунтів, водних об'єктів тощо. Визначали ступінь екологічного навантаження на прилеглі до автодоріг території м. Києва, поряд з якими розташовані водні об'єкти рекреаційного призначення. Оцінювали вміст таких ШР, як Плюмбум, Кадмій, Меркурій і Цинк (перший клас безпеки), а також визначали наявність і вміст сполук Купруму і Хрому (другий клас безпеки) [178].

Відомо, що на хімічні, фізико-хімічні та біохімічні перетворення ХЕ у компонентах довкілля чинять вплив температура, вологість атмосферного повітря, кислотність навколишнього середовища, а також сумісна присутність інших забруднювачів, наприклад, сильних окисників або сильних відновників, багато інших факторів, взаємний вплив яких великою мірою

ускладнює прогнозування якісних і кількісних змін, що відбуваються у екосистемах. Зокрема, необхідно враховувати також роль ґрунтового гумусу, його властивості тощо через те, що наявні в ґрунті органічні сполуки можуть значно впливати на швидкість і напрямок зв'язування рухливих форм ХЕ.

Наприклад, гумінові кислоти (фракція ґрунту, що є розчинною у лугах, але нерозчинною у кислотах) здатні утворювати міцні металорганічні комплекси, зокрема хелатного типу [179]. Утворені комплекси можуть бути малорухливими чи нездатними до активного біопоглинання через неможливість подолання клітинних мембран, наприклад, при контакті ґрунт–корінь рослини. Отже, бар'єрні властивості оточуючого середовища можна цілеспрямовано використовувати для зниження інтенсивності міграції ШР і, як наслідок, зниження їх токсичного впливу.

З результатів дослідження випливає, що для коректного оцінювання геохімічного впливу емісії ШР на компоненти довкілля необхідно враховувати такі основні чинники, як:

- природну (нативну) токсичність забруднювача;
- хімічний характер і здатність утворювати водо- та кислоторозчинні рухливі форми, а також їх потенційну реакційну здатність;
- рельєф місцевості, геохімічні особливості території, наявність водних об'єктів, близькість ґрунтових вод тощо;
- кліматичні та метеорологічні умови перенесення забруднювачів;
- багатство рослинного і тваринного світу;
- інтенсивність та якісні характеристики руху автотранспорту магістралями міста, а також
- наявність, близькість та вид інших джерел забруднення, клас і хімічні властивості, показники небезпечності супутніх забруднювачів, їх концентрацію та умови розсіювання тощо.

Відомо, що здатність живих організмів до біоаккумуляції може призвести до значного перевищення в їх тканинах вмісту ШР порівняно з природним середовищем. А при зміні рН середовища (через кислотні дощі, потрапляння лугів чи сильних кислот) можливим є додатковий перехід до біологічних

організмів токсичних сполук через утворення додаткової кількості біодоступних ХЕ, що значно погіршує екологічну ситуацію у водних і ґрунтових екосистемах.

Багато металів, у тому числі й важких, здатні утворювати амфотерні оксиди і гідроксиди (наприклад, Плюмбум, Цинк та ін.). Тобто навіть при зміщенні кислотності середовища у лужний бік воно не стане більш безпечним, оскільки характерною особливістю амфотерних сполук є здатність реагувати і з кислотами (речовинами кислотного характеру), і з основами (речовинами основного характеру). При оцінці впливу таких сполук на екосистеми необхідно враховувати й можливі гідролітичні процеси, які, в свою чергу, здатні спричинювати локальну зміну рН середовища (наприклад, через гідроліз солей).

Нерозчинні (нерухливі) форми ХЕ також не є повністю безпечними, оскільки у вигляді дрібнодисперсного пилу та за рахунок адсорбції на частинках сажі можуть не тільки потрапляти до живих організмів (наприклад, до дихальної системи людини, вищих тварин тощо), а й переноситися на великі відстані, утворювати локальні ареоли вторинного забруднення та вже за нових умов середовища переходити у водорозчинні, рухливі форми.

Окрім того, при багаторазовому та/або тривалій дії природної води вона вже перестає бути тільки розчинником і механічним переносником ШР, а сама стає активним хімічним реагентом. При цьому відбуваються різноманітні вторинні фізико-хімічні, хімічні та біохімічні перетворення забруднювачів за її участю, що, в свою чергу, може призводити до значного підвищення геохімічної рухливості токсикантів і збільшення концентрації їх міграційно-спроможних форм у ґрунтових розчинах і поверхневих водах.

При взаємодії сполук ВМ з водою концентрація у породах їх рухливих кислото- та водорозчинних форм може збільшуватися у 2–6 разів порівняно с первісною концентрацією [168]. А, отже, атмосферні опади, ґрунтові води та потрапляння ШР до водних об'єктів суттєво підвищує потенційну біотоксичність вихлопів та сприяє важкоконтрольованому переведенню частини імібілізованих сполук ВМ у рухливий і міграційно спроможний стан, що, в свою чергу, суттєво збільшує ризик техногенного забруднення прилеглих до

автодоріг територій міста та розташованих поряд озер, річок, водосховищ тощо. При цьому найбільша розчинність, а, отже, й біодоступність притаманна сполукам Стронцію, Кадмію, Кобальту, Купруму та Ніколу.

Щодо сполук Мангану, Хрому, Плюмбуму і Феруму, то вони, як правило, міцно зв'язуються з нерозчинною частиною "мінеральної матриці" порід, а тому, наприклад, з ґрунтів вилуговуються у незначній мірі (на думку експертів, не більше 1,5 % від загального вмісту їх потенційно-рухливих форм), що повністю узгоджується з результатами нашого дослідження. У той же час гідролітичні та інші процеси за участю води і живих організмів можуть сприяти і певному зниженню токсичності первісних сполук завдяки утворенню поганорозчинних або нерозчинних форм ХЕ.

Таким чином, результати дослідження показали, що завдяки відмові України від використання для живлення АТЗ етильованого бензину, а також через суттєве оновлення автопарку столиці частка водорозчинних форм ВМ у ґрунті, навіть поряд з напруженими автомагістралями, в основному, не перевищувала допустимі норми. Це означає, що рухливі, біологічно активні форми ВМ, хоча й беруть участь у техногенних потоках і харчових ланцюгах, не становлять для біоти значної загрози. Проте те саме не можна сказати, наприклад, про ґрунтові розчини та поверхневі води, особливо рекреаційного призначення. Досліджувані водні об'єкти, хоча й показали в середньому безпечні концентрації водорозчинних сполук ВМ, однак вони можуть бути потенційно небезпечними для гідробіонтів і рослин через формування ареолів геохімічних аномалій, а також внаслідок біоаккумуляції і біолокації у донних відкладеннях.

Відомо, що оптимальний діапазон кислотно-основного балансу середовища для більшості рослин становить (5,0...7,5) одиниць рН. На рис. 3.4 показано відносну зміну кислотно-основного балансу на досліджуваних ділянках, розташованих уздовж проспекту Перемоги, у порівнянні з фоновими значеннями показника рН [128]. Ліворуч на рисунку позначено відносні показники забруднення в осінньо-зимній період, а праворуч – навесні, після танення снігового покриву.

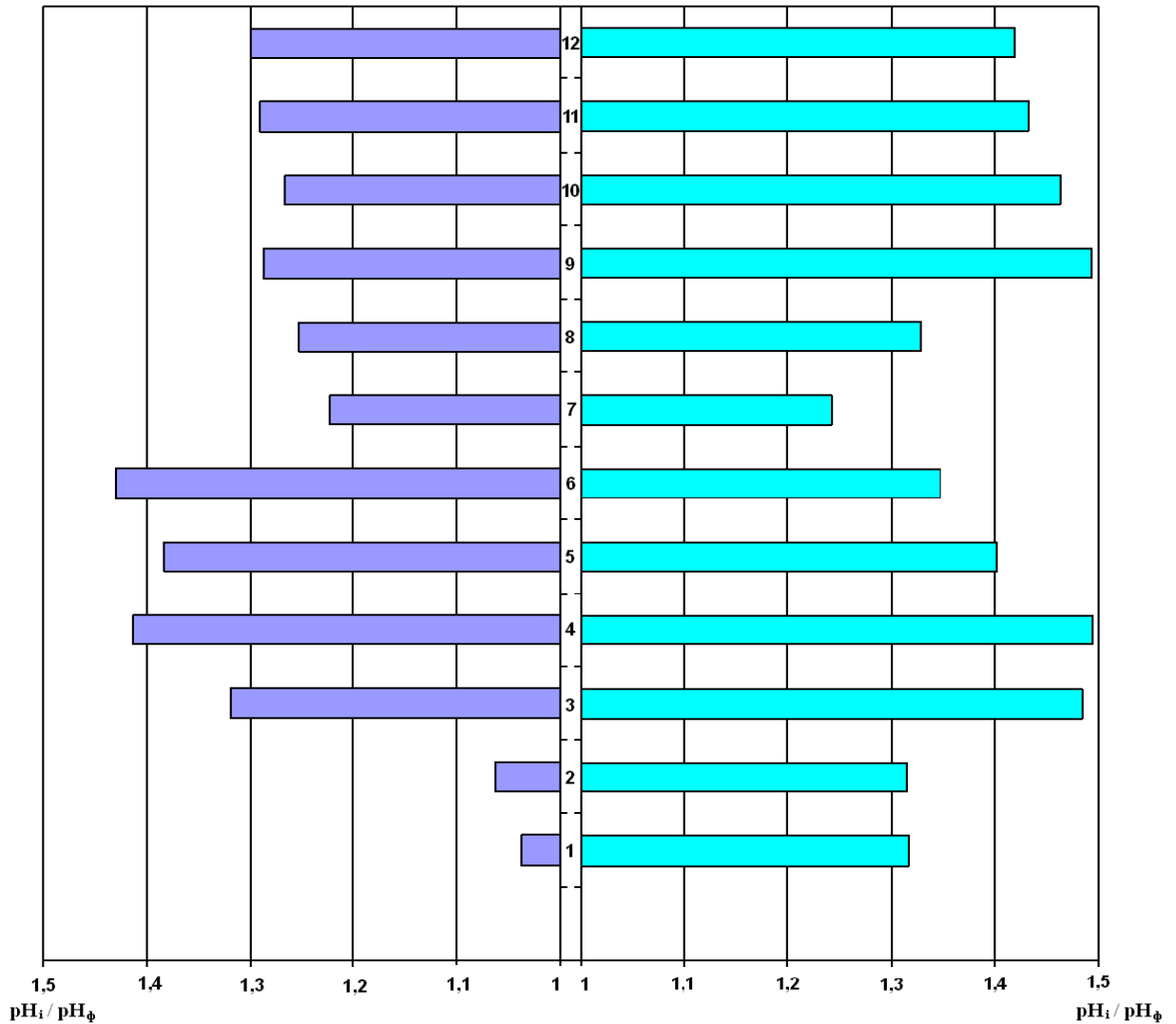


Рисунок 3.4 – Відносна зміна кислотно-основного балансу (pH_i / pH_{ϕ}) території уздовж проспекту Перемоги (м. Київ) (1–12 – пункти спостережень, причому, ПС № 1, 5 і 6, відповідно, співвідносяться із зонами відпочинку людей у сквері імені Василя Стуса (№ 1) і парку "Нивки" (№ 5 і 6)).

Отже, як видно з рис. 3.4, на певних ділянках досліджуваної території (зокрема ділянки 3–6) спостерігається стійкий високий рівень забруднення, причому незалежно від пори року (показники рН ґрунтових витяжок сильно зміщені у бік лужного середовища). Це пояснюється, по-перше, розташуванням цих ділянок ближче до певних промислових об'єктів, а, по-друге, зростанням у цьому напрямку інтенсивності транспортних потоків, наявністю напружених транспортних розв'язок та щільністю МЗ.

На рис. 3.5 і 3.6 подано гістограми кислотного та сольового забруднення досліджуваних ділянок в осінньо-зимній та весняний пори року порівняно з фоновими значеннями цих показників. Як можна побачити, ці види забруднень корелюють між собою та демонструють небезпечне перевищення фонових значень, особливо навесні. Майже на всіх досліджуваних територіях, а особливо на ділянках № 1, 2 та № 9–12 навесні кислотне забруднення в (1,3...1,5) рази перевищує показники у осінньо-зимній період, що доводить шкідливість використання в якості протиожеледних засобів піщано-сольових сумішей, сумішей хлоридів Натрію NaCl та Кальцію CaCl_2 , а також інших протиожеледних реагентів [164].

Цей висновок підтверджується експериментальними даними по сольовому забрудненню прилеглих до автодоріг територій, яке призводить не тільки до збільшення навесні у ґрунтах і ґрунтових водах вмісту йонів Cl^- , Na^+ , але й до витискування з ґрунтового поглинаючого комплексу таких важливих катіонів, як катіони Кальцію Ca^{2+} і Магнію Mg^{2+} , що заміщуються на більш рухливий катіон Натрію (рис. 3.6).

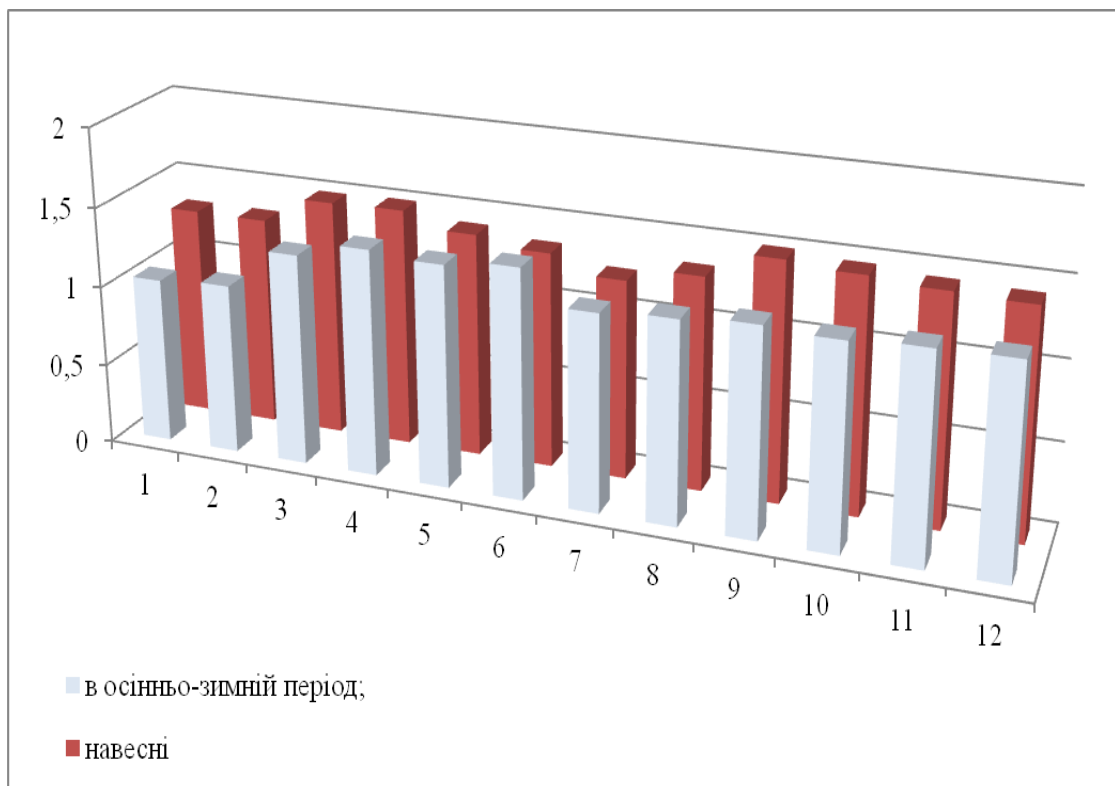


Рисунок 3.5 – Кислотне pH_i/pH_f забруднення міських територій, розташованих уздовж проспекту Перемоги (м. Київ; ПС № 1, 5 і 6, відповідно, співвідносяться із зонами відпочинку у сквері імені Василя Стуса (№ 1) і парку "Нивки" (№ 5 і 6)).

Зазначимо, що для характеристики кислотності ґрунтів було застосовано показники рН водних ґрунтових витяжок. Однак через достатньо високу буферність ґрунтів цей показник не завжди дає точні оцінки щодо рівня шкідливого для рослин впливу зміни кислотно-основного балансу середовища. У таких випадках рекомендується використовувати показник потенційної кислотності, який визначається титруванням ґрунтових витяжок, приготованих на 1,0 М розчині хлориду Калію, стандартним розчином луґу [180].

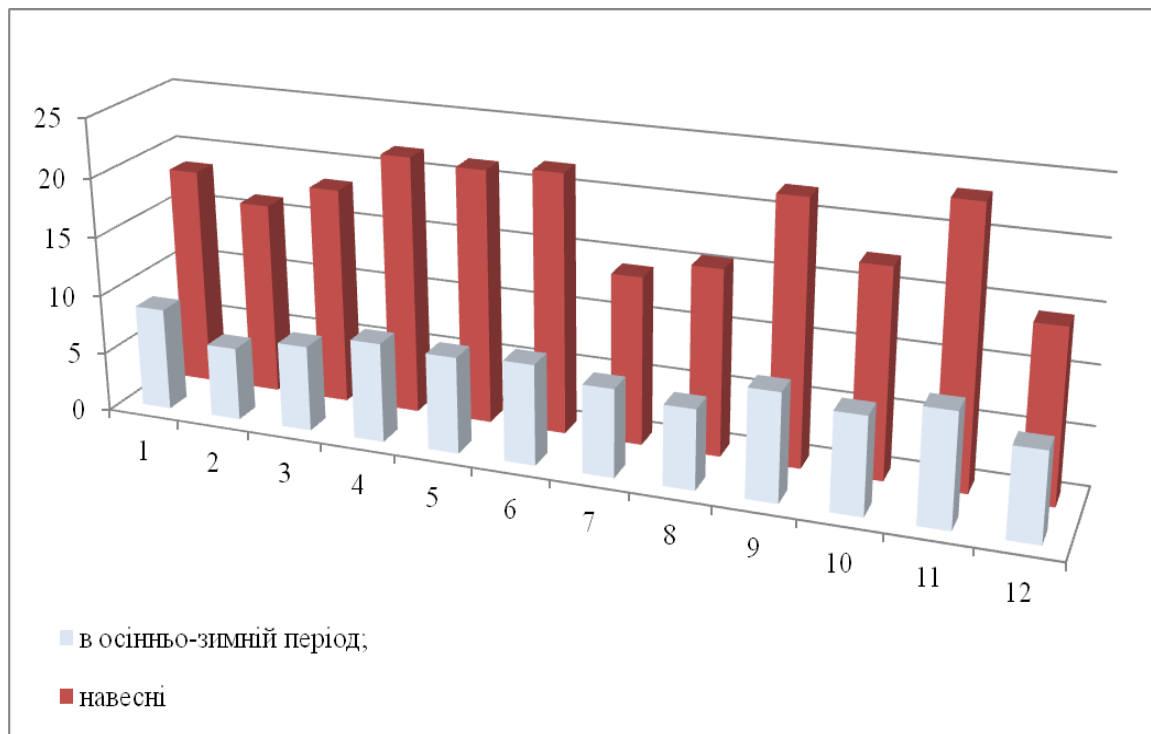


Рисунок 3.6 – Сольове $C(\text{Cl}^-) / C_{\phi}(\text{Cl}^-)$ забруднення міських територій, розташованих уздовж проспекту Перемоги (м. Київ; ПС № 1, 5 і 6, відповідно, співвідносяться із зонами відпочинку у сквері імені Василя Стуса (№ 1) і парку "Нивки" (№ 5 і 6)).

За емпіричними даними кислотного та сольового забруднень, отриманими в роботі [107], було розраховано показник кислотно-сольового забруднення ($K_{\text{к-с. з.}}$), який визначали для кожної ділянки спостереження окремо в різні періоди року як незважену суму зміни кислотно-основної рівноваги досліджуваної території (за показником $\text{pH}_i / \text{pH}_{\phi}$) та відносного показника сольового забруднення ґрунту ($C(\text{Cl}^-) / C_{\phi}(\text{Cl}^-)$). Отримані лінійні залежності $K_{\text{к-с. з.}}$ від

сольового забруднення ґрунту досліджуваних ділянок (коефіцієнт регресії R^2 в обох випадках становить 0,99) мають наступний вигляд:

– у осінньо-зимній період року (рис. 3.7):

$$K_{\text{к-с.з}} = 1,0391 C(\text{Cl}^-) / C_{\text{ф}}(\text{Cl}^-) + 0,9616; \quad (3.1)$$

– у весняний період року (рис. 3.8):

$$K_{\text{к-с.з}} = 1,0136 C(\text{Cl}^-) / C_{\text{ф}}(\text{Cl}^-) + 1,1399. \quad (3.2)$$

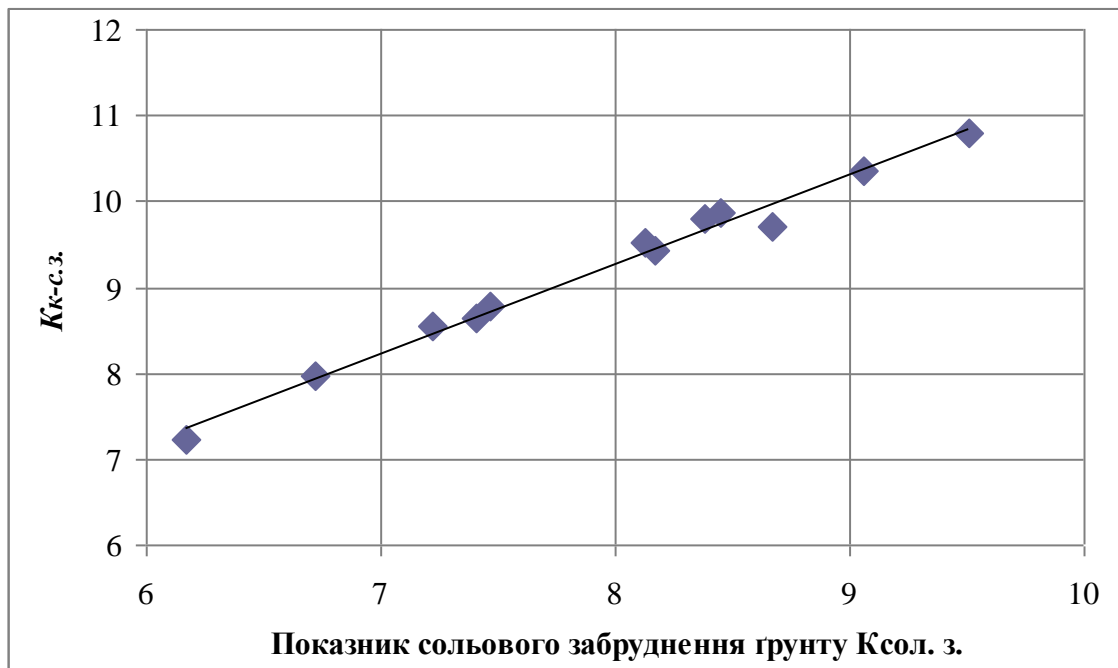


Рисунок 3.7 – Залежності $K_{\text{к-с.з}}$ від сольового забруднення ґрунту досліджуваних міських територій у осінньо-зимній період року.

Для кислотного забруднення аналогічні залежності також мають лінійний вигляд за винятком тих ділянок, на яких відмічено підвищений рівень кислотного забруднення як у осінньо-зимній період року, так і навесні, після танення снігу.

Отже, отримані рівняння регресії доводять гіпотезу щодо тісної взаємозалежності досліджуваних видів забруднення – кислотного і сольового, особливо у весняний період року.

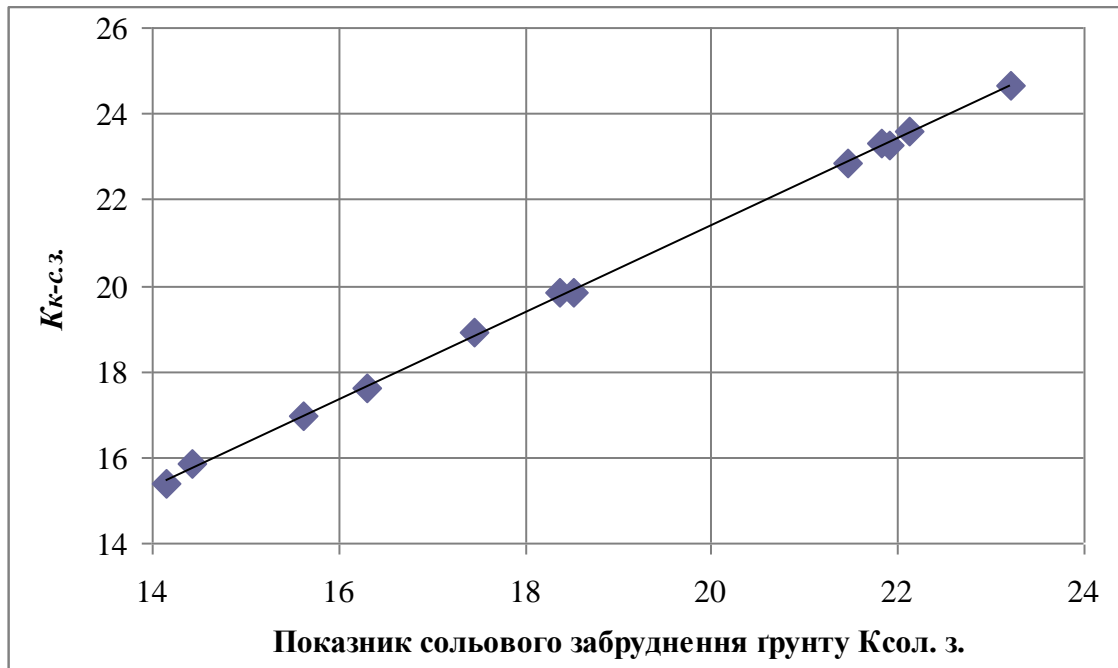


Рисунок 3.8 – Залежності $K_{\text{к-с.з.}}$ від сольового забруднення ґрунту досліджуваних міських територій у весняний період року.

Таким чином, за показниками рН ґрунтових витяжок та концентраціями в них іонів Хлору на досліджуваних ділянках поблизу напруженої автомагістралі і рекреаційних зон проведена оцінка кислотно-сольового забруднення ґрунтів (м. Київ), розраховано показник кислотно-сольового забруднення прилеглих до автодоріг територій, досліджено сезонну динаміку забруднень.

Якісним хімічним аналізом встановлено наявність у деяких пробах ґрунту і води іонів таких металів, як Цинк, Кадмій, Плюмбум (перший клас небезпеки) та Купрум (другий клас небезпеки). Вміст іонів суттєво підвищується навесні після танення снігу, що зумовлено не тільки роботою АТЗ, а й роторною перевалкою снігу на розташовані неподалік від автодоріг ґрунти. Іонів Меркурію у досліджуваних пробах не виявлено. Крім того, у жодній з проб не було встановлено радіаційного забруднення.

За методом кондуктометрії проводили експрес-аналіз наявності у ґрунтових витяжках і пробах води солей металів, зокрема важких. Сутність методики полягає у тому, що більшість розчинних солей металів є сильними електролітами, які у водних розчинах майже повністю дисоційовані на іони,

що спричинює значне підвищення електропровідності розчинів. Отже, за кондуктометричними даними можна встановити наявність у пробах води чи ґрунтових витяжках рухливих форм ХЕ та спрогнозувати міграційну активність їх іонів. За цим методом міграційна активність іонів ХЕ виступає як чутливий індикатор рівня забруднення і деградації ґрунтів, водних об'єктів тощо речовинами-електролітами.

Встановлено, що використання взимку протижелезних засобів суттєво впливає на якість ґрунтів (особливо навесні, після танення снігу) та, як наслідок, на стан та розвиток зелених насаджень, а показники кислотного і сольового забруднення корелюють між собою, особливо у весняний період.

3.2 Інґредієнтне забруднення снігового покриву досліджуваних територій

За даними Центральної геофізичної обсерваторії імені Бориса Срезневського, водні об'єкти і ґрунти України, в основному, забруднені сполуками Нітрогену, Фосфору, важких металів (ВМ), а також нафтопродуктами, фенолами, сульфатами, поверхнево-активними речовинами тощо [98]. Зокрема, авторами роботи [181] встановлено кореляційну залежність між вмістом нітратів у дощовій воді і вмістом в атмосферному повітрі міст оксиду Нітрогену (IV), який є одним з основних інґредієнтів відпрацьованих газів АТЗ. Саме викиди цього шкідливого газу (разом із викидами дрібнодисперсних частинок сажі) є основною екологічною загрозою з боку функціонуючих дизельних двигунів.

ШП можуть потрапляти до педосфери різними шляхами та в різному агрегатному стані, зокрема, з атмосферного повітря (різноманітні аерозолі – як грубодисперсні, так і дрібнодисперсні), з опадами і ґрунтовими водами, при використанні взимку комунальними службами протижелезних хімічних реагентів тощо. Серед основних забруднювачів атмосферного повітря – оксиди Нітрогену, Сульфору і Карбону, поліциклічні вуглеводні (зокрема, бенз(а)пірен), формальдегід тощо. У дрібнодисперсному стані до атмосфери можуть потрапити

сполуки важких та інших металів (Плюмбум, Кадмій, Нікол, Молібден, Цинк, Купрум, Меркурій, Станум, Ферум тощо), а також пил різного походження.

З атмосферними опадами (дощем і снігом) до педосфери, ґрунтових і поверхневих вод можуть потрапити нітратна і сульфатна кислоти, а також сульфати, нітрати та інші токсичні сполуки. Як наслідок, відбувається не тільки забруднення ґрунту і вод ШР, а й зміна їх кислотності (водневого показника рН) та сольового складу. Через можливі у навколишньому природному середовищі хімічні й біохімічні перетворення токсичність первинних забруднювачів може не тільки спадати, а й різко зростати. Розглянемо детальніше деякі з можливих хімічних і фізико-хімічних перетворень токсичних викидів автотранспортних засобів у природному середовищі.

У вологому повітрі оксид Нітрогену (IV) NO_2 реагує з аерозолем хлориду Натрію NaCl , що завжди присутній у ньому (особливо після використання взимку як протиожеледного засобу у вигляді піщано-сольової суміші) з утворенням нітрату Натрію NaNO_3 і сильної хлоридної (соляної) кислоти HCl , яка є надзвичайно шкідливою для довкілля. Цей процес відбувається у дві стадії, і перша стадія процесу проходить з утворенням ще сильнішого забруднювача довкілля – нітратної (азотної) кислоти [182]:



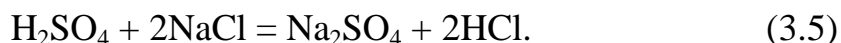
Друга стадія процесу – адсорбція парів нітратної кислоти частинками хлориду Натрію з виділенням HCl :



Оксид Карбону (IV) при взаємодії з дощем або вологою повітря розчиняється з утворенням слабкої карбонатної (вугільної) кислоти H_2CO_3 ($\text{CO}_2\text{H}_2\text{O}$), а Оксид Карбону (II) зберігає при цьому свою молекулярну форму. Оксид Сульфуру (IV), що завжди присутній у вихлопах автомобілів та інших автотранспортних засобів, здатний до фотохімічного (або за іншим механізмом) окиснення до оксиду Сульфуру (VI), взаємодія якого з водою призводить до утворення сильної сульфатної (сірчаної) кислоти H_2SO_4 . При цьому, якщо, наприклад, у атмосферному повітрі присутній амоніак NH_3 (сам по собі дуже

шкідлива для природного середовища і здоров'я людини речовина), то він здатен дещо нейтралізувати шкідливу дію сульфатної кислоти за рахунок утворення твердого дрібнодисперсного сульфату амонію $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$.

Кінцевими продуктами трансформації оксиду Сульфуру (IV) у доквіллі можуть бути також сульфат Натрію Na_2SO_4 , який утворюється при взаємодії крапель сульфатної кислоти з аерозольним хлоридом Натрію NaCl , та хлоридна кислота HCl :



Аналогічна взаємодія відома й для карбонатів [182].

3.3 Кондуктометрія, потенціометрія і рефрактометрія як експрес-методи аналізу динаміки забруднення поверхневих вод і ґрунтового покриву

З метою комплексного оцінювання змін в екологічному стані міських територій, розташованих поряд з автотранспортними магістралями, проведено аналіз наукової літератури та виявлено певні труднощі, пов'язані, по-перше, з вибором показників-індикаторів техногенного навантаження на досліджувані території, а, по-друге, з вибором методів аналізу систем, які б надавали можливість отримувати прецизійні дані щодо динаміки забруднень ґрунтів, поверхневих вод, атмосферного повітря тощо.

На сьогодні для контролю якості поверхневих вод і ґрунтів застосовують, як правило, мікробіологічний аналіз, а також фізико-хімічні методи визначення органолептичних, токсикологічних та інших показників [183]. Проте реагентні методи, які найчастіше застосовуються для аналізу вмісту ШР у компонентах навколишнього середовища, як правило, є трудомісткими, дорогими і потребують великих витрат часу на проведення аналізу. Вони не надають швидких прецизійних даних щодо якості досліджуваних об'єктів і прогнозування комплексного впливу токсикантів.

Окрім того, такі дослідження є статичними, а між відбором проби і її аналізом у лабораторії проходить досить тривалий час.

Оскільки в системі екологічного моніторингу (екомоніторингу) контролювати вплив усіх забруднювачів досить важко, то для оцінювання екологічної безпеки досліджуваних міських територій рекреаційного призначення, а також для дослідження динаміки зміни показників якості ґрунтів і поверхневих вод нами обрано такі індикаторні показники, як електропровідність, кислотність рН та оптичні властивості природних розчинів (тільки для аналізу проб води). Зазначені характеристики обрано через те, що, по-перше, вони є досить чутливими відносно комплексного впливу багатьох чинників, а, по-друге, легко вимірюються, в тому числі й за допомогою портативних приладів.

Для дослідження якості ґрунтів і поверхневих вод застосовували фізико-хімічні методи, зокрема, методи експрес-контролю якості ґрунтового й водного середовищ, серед яких, зокрема, найбільш уживаними є методи потенціометрії, кондуктометрії та рефрактометрії (оптичні методи).

При виконанні повної програми екомоніторингу певної території використовували також методи денсиметрії (вимірювання густини за піктометричним методом), віскозиметрії (вимірювання кінетичної в'язкості віскозиметром Оствальда) та сталагмометрії (вимірювання поверхневого натягу за допомогою сталагмометра). Для водних об'єктів досліджували ще й органолептичні показники – забарвленість, запах, каламутність тощо.

Здійснювали також вивчення орографії досліджуваної місцевості й натурні спостереження за автотранспортними потоками, що рухаються дорогами поряд з досліджуваними зонами відпочинку людей. Далі за допомогою математичного моделювання з використанням диференціального рівняння ТД [63], [142] у програмному середовищі MathCad здійснювали обчислювальний експеримент для встановлення рівня забруднення приземного шару атмосферного повітря і прилеглих до автодоріг територій такими інгредієнтами ВГ, як оксиди Нітрогену й Карбону, дрібнодисперсний пил за різних метеорологічних умов.

Лабораторно-аналітичний метод (зокрема не тільки якісний, але й кількісний аналізи) використовували для встановлення вмісту ХЕ й концентрації іонів у ґрунтових витяжках і пробах води. Зокрема, увага приділялась наявності у досліджуваних ґрунтах і пробах води сполук важких металів, а також вмісту сульфат- SO_4^{2-} і хлорид-іонів Cl^- . Детальніше ці методики відбору проб і приготування ґрунтових витяжок описано в роботі [107]; методики з проведення досліджень – у роботах [107], [128]. Проби поверхневих вод відбирали з глибини 5 см...10 см від поверхні водойми.

Одним з важливих показників, який указує на характер хімічних, фізико-хімічних та біохімічних процесів, що відбуваються у природному середовищі (ґрунті, воді тощо), є водневий показник або показник кислотності рН. Залежно від його значень можуть змінитися не тільки швидкість перебігу, а й навіть напрямки процесів, токсичність речовин та, наприклад, корозійна активність або стійкість середовища.

Кислотність водних розчинів визначається концентрацією іонів Гідрогену H^+ в одному літрі (1 дм^3) розчину; для аналізу кислотно-основних властивостей водних розчинів використовують показник рН, який є від'ємним десятковим логарифмом концентрації іонів Гідрогену:

$$\text{pH} = - \lg C(\text{H}^+), \quad (3.6)$$

де $C(\text{H}^+)$ – молярна концентрація іонів Гідрогену, моль/дм³.

За значенням рН водні розчини поділяють на: сильнокислі ($\text{pH} < 3$); кислі ($\text{pH} = 3 \dots 5$); слабкокислі ($\text{pH} = 5 \dots 6,5$); нейтральні ($\text{pH} = 6,5 \dots 7,5$); слабколужні ($\text{pH} = 7,5 \dots 8,5$); лужні ($\text{pH} = 8,5 \dots 9,5$) та сильнолужні ($\text{pH} > 9$).

Як правило, більшість природних вод мають нейтральну або слабо кислу реакцію. Це спричинено тим, що такі природні речовини, як оксид Карбону (IV), оксиди Сульфуру й Нітрогену тощо розчиняються у воді з утворенням розчинів слабких і сильних кислот. При цьому рН води може суттєво відрізнитися для різних об'єктів і в різних місцевостях, причому, як у бік кислого, так і у бік лужного середовища. Отже, саме співвідношення сполук кислого і основного характеру в досліджуваних об'єктах формує значення показника рН, тому за його

динамікою зміни можна оцінити зміни в екологічному стані об'єкта та зробити висновки щодо його екологічної безпеки.

Потенціометричний метод визначення рН водних середовищ базується на вимірюванні електрорушійної сили електрохімічної комірки, яка складається з двох електродів – скляного (індикаторного) електрода і електрода порівняння (зазвичай, хлорсрібного) та досліджуваного розчину електроліту. Вимірювання проводили лабораторними іономірами, шкала яких подана в одиницях рН. Перед використанням прилади калібрували за допомогою буферних розчинів з відомими значеннями рН. Оскільки результат вимірювання залежить від температури проби, то цей вплив, як правило, компенсувався спеціальним пристроєм, вмонтованим у прилад. Час виконання одного вимірювання становить $\sim(3 \dots 4)$ хв.

У роботі проведено потенціометричний аналіз ґрунтових витяжок і проб поверхневих вод на досліджуваних територіях – зонах відпочинку людей у теплу та холодну пори року. Результати вимірювання кислотності ґрунтових витяжок на прикладі зони відпочинку людей поряд з озером Райдужне (табл. 2.1) подано на рис. 3.9 [97]. Додатково вивчали зміну кислотності та вмісту хлорид-іонів Cl^- (кисотно-сольове забруднення) у пробах снігу і дощу за методикою, поданою у роботі [107].

За даними рис. 3.9 у теплу пору року (зокрема влітку) рН проб ґрунту є дещо нижчими, ніж у холодну пору року (ранньою весною). Отже, в теплу пору року кислотність ґрунтових розчинів підвищується. Як було показано в роботі [107], це може бути спричинено тим, що у холодну пору (взимку) комунальні служби активно застосовують сольові протиожезедні суміші, які, потрапляючи до ґрунту навесні з талими водами, змінюють рН середовища, а також здійснюють так звану роторну перевалку забрудненого снігу.

Аналіз кислотності (рН) водних ґрунтових витяжок на досліджуваних територіях – зонах відпочинку людей показав також, що найнижчі значення водневого показника спостерігаються на відстані до 15 м від центру дороги. При цьому різниця між значеннями рН водного об'єкта і витяжок з ґрунту (на відстані 5 м від дороги) складає $(0,5 \dots 1,7)$ одиниць рН. Однак такі зміни кислотності не

можна вважати закономірними, оскільки на формування рН ґрунту і води значно (але по-різному) впливають зелені насадження. Зокрема, наявність "зеленого екрану" (наприклад, трав'яного покриву, кущів, дерев тощо) може сильно змінювати показник рН, навіть при однаковому транспортному навантаженні на території.

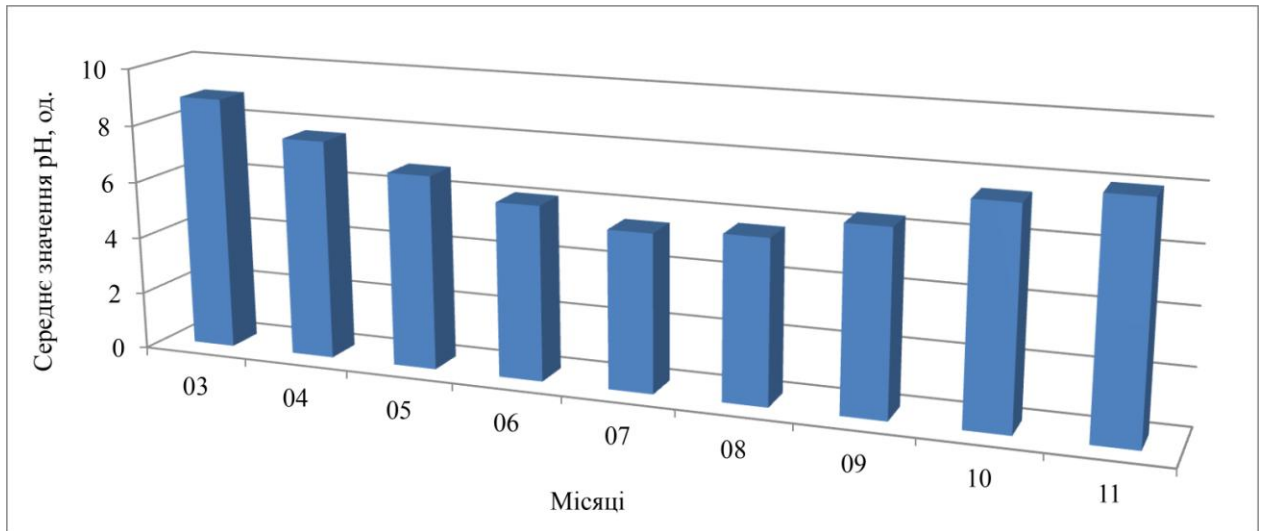


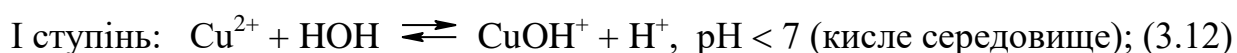
Рисунок 3.9 – Динаміка рН водних ґрунтових витяжок (усереднені значення) на території зони відпочинку людей поряд з озером Райдужне.

Через можливість перебігу у водних середовищах різноманітних гідролітичних процесів солі, що потрапляють до ґрунту або водного об'єкту і містять або катіон слабкої основи, або аніон слабкої кислоти (або обидва іони слабких електролітів), здатні змінювати рН середовища в бік кислого чи лужного, відповідно, або через процеси нейтралізації – наближати його до нейтрального середовища ($\text{pH} \rightarrow 7$).

Наприклад, солі, утворені сильною кислотою і сильною основою, взагалі не підлягають гідролізу, а тому не змінюють рН середовища:



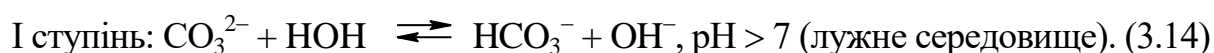
Якщо сіль утворена слабкою основою і сильною кислотою (наприклад, NH_4Cl , CuSO_4 , $\text{Zn}(\text{NO}_3)_2$ тощо), то рН такого розчину через гідролітичні процеси зміщується в бік кислого середовища ($\text{pH} < 7$), оскільки гідроліз солі відбуватиметься "за катіоном", і при цьому утвориться надлишок катіонів Гідрогену H^+ :



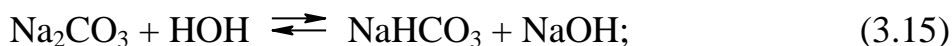
Як правило, за звичайних умов гідроліз солей відбувається тільки за першим ступенем, але за певних умов можливим є й другий ступінь, а саме:



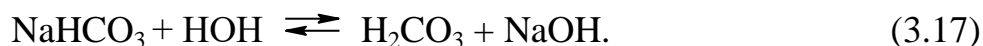
Якщо сіль утворена сильною основою та слабкою кислотою, то її гідроліз відбуватиметься "за аніоном", а внаслідок гідролітичних процесів утвориться надлишок гідроксил-іонів OH^- . Реакція середовища при цьому зміститься у лужний бік, тобто $\text{pH} > 7$:



Тоді у молекулярному вигляді рівняння I-го ступеню гідролізу має вигляд:



У молекулярному вигляді:



Солі, утворені слабкою основою і слабкою кислотою, гідролізують майже повністю, а реакція середовища при цьому буде визначатися співвідношенням констант дисоціації слабких кислоти й основи та прямуватиме до 7. Отже, середовище, скоріше за все, буде або нейтральним, або слабо кислим чи слабо лужним.

Таким чином, метод потенціометрії, хоча і є дуже чутливим до потрапляння певних забруднювачів до компонентів навколишнього середовища, не може надавати повну інформацію щодо змін в екологічному стані, наприклад, ґрунтів чи водних об'єктів. На нашу думку, потенціометричні вимірювання обов'язково потрібно комбінувати з кондуктометричними дослідженнями, а також з вимірюваннями оптичної густини та показника заломлення досліджуваних розчинів (оптичні методи дослідження).

Питома електропровідність водних розчинів є показником-індикатором вмісту (потрапляння) органічних і неорганічних електролітів. Вимірювання за методом прямої кондуктометрії (вимірювання електричного опору) здійснювали за методикою, описаною у підрозділі 2.5. Питома електропровідність досліджуваних розчинів розраховували за формулою:

$$\chi = k f 10^{-6} / R, \quad (3.18)$$

де χ – питома електропровідність розчину, $\text{См}\cdot\text{см}^{-1}$; k – стала електролітичної комірки; f – температурна поправка (довідкові дані, застосовується для температур, що відрізняються від $20\text{ }^\circ\text{C}$; R – опір, Ом.

Результати вимірювань характеристик проб води досліджуваного рекреаційного водного об'єкта – озера Райдужне у різні пори року (2018 р.) подано на рис. 3.10. За результатами вимірювань питома електропровідність водного середовища становила в середньому (705...1380) $\text{мкСм}/\text{см}$. При цьому за час дослідження тільки 2 рази спостерігалась різка зміна електропровідності (до 30 % від середньої), обумовлена, на нашу думку, тим, що, можливо, у воду озера було злито побутові відходи-електроліти від розташованих поряд кафе. Зміна електропровідності проб води при цьому не була критичною.

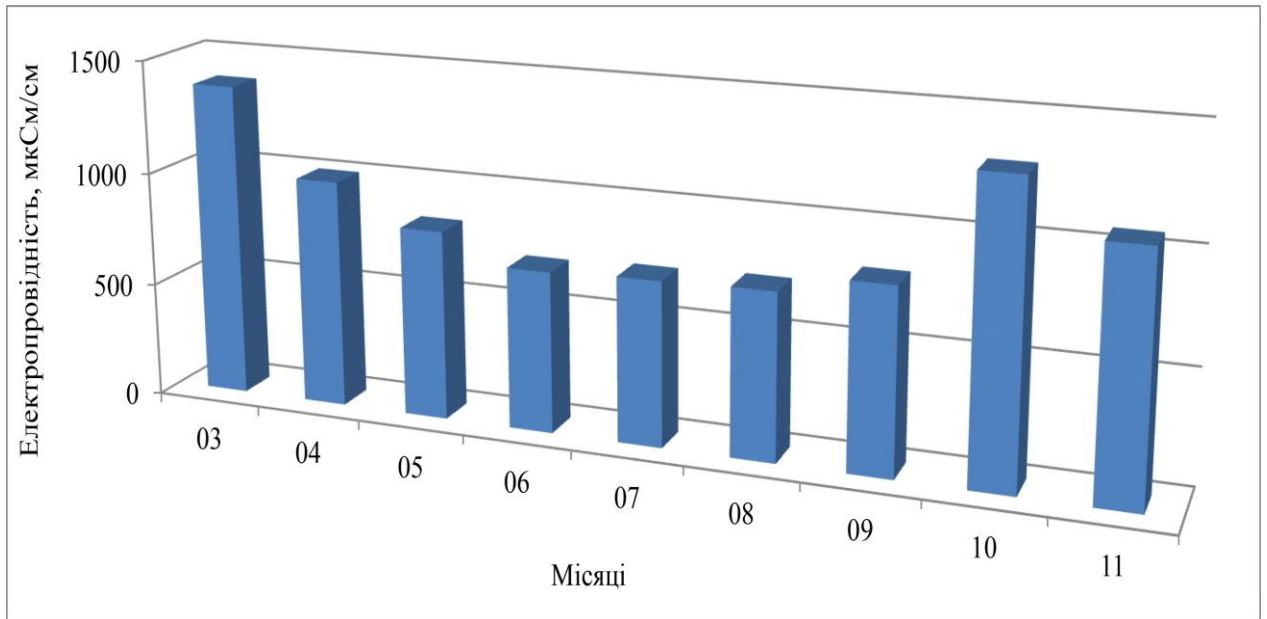


Рисунок 3.10 – Динаміка питомої електропровідності (усереднені значення) проб води (озеро Райдужне) у різні пори року.

У природних водах, у тому числі в озерах, які знаходяться у межах рекреаційних зон, міграція ХЕ відбувається також досить інтенсивно. При цьому, як правило, спостерігається зміна якісного й кількісного складів природних вод (їх метаморфізація). Зокрема, у воді та донних відкладеннях, органах рослин і тварин накопичуються сполуки Хлору, Сульфуру, Нітрогену, Карбону, Натрію, Кальцію, Магнію, важких металів тощо та чинять негативний вплив на здоров'я тварин і людей. Особливо небезпечним є забруднення територій оздоровчого призначення, де дорослі з дітьми проводять тривалий час, навіть не здогадуючись про потенційну небезпеку. Такі території, як правило, підлягають комплексному забрудненню – погіршується не тільки стан атмосферного повітря і водойм, а й ґрунтового покриву, рослинності, тваринного світу тощо.

Таким чином, електропровідність слугує індикаторною характеристикою загального солемісту у водному розчині [131], а її зміни надають змогу робити висновки щодо потрапляння, накопичення або, навпаки, зменшення концентрації розчинених у воді електролітів.

У дослідженні за динамікою питомої електропровідності водних ґрунтових витяжок і проб води пропонується дослідити зміни в екологічному

стані зон відпочинку людей (рис. 3.10) і на основі цього отримати оперативну інформацію стосовно потрапляння до компонентів навколишнього середовища забруднювачів-електролітів для прийняття відповідних заходів (наприклад, провести детальний хімічний аналіз, визначити конкретний забруднювач, джерело його потрапляння тощо).

У той самий час, завдяки процесам коагуляції та/або осадження, а також через вторинні хімічні перетворення речовин-забруднювачів показник питомої електропровідності проб води може суттєво знизитися, що надасть інформацію нібито про зниження концентрації розчинних форм електролітів у водному середовищі та, відповідно, про зменшення шкідливості води. Однак утворені внаслідок таких процесів осади, зкоагульовані речовини будуть осаджуватися й накопичуватися, наприклад, у донних відкладеннях або на рослинності, що також несе певну загрозу для гідробіонтів.

Як видно з даних, наведених на рис. 3.10, на початок літа вплив забруднювачів-електролітів є мінімальним, тоді як після танення снігу (березень–квітень) та восени досліджуваний водний об'єкт є сильно забрудненим. Окрім того, результати вимірювань (розрахунку) електропровідності за квітень значно нижчі, ніж за березень, що можна пояснити забрудненням солями стоком талих вод через застосування взимку протижелезних засобів.

Показники питомої електропровідності у жовтні майже в 2 рази перевищують ті самі показники у червні. Це можна пояснити й погодними умовами (тумани, температурні інверсії тощо), зміною метеорологічних умов (напрямок вітру та швидкість вітру), а також активним відпочинком людей упродовж весняних і літніх місяців. У листопаді електропровідність проб води суттєво зменшується, вірогідно, через часті дощі (відбувається розведення води водойми) і похолодання, що, в свою чергу, зменшує кількість відпочиваючих на природі.

Отже, як можна побачити з рис. 3.10, при потрапленні електролітів-забруднювачів до ґрунтів, ґрунтових чи поверхневих вод за допомогою кондуктометричного методу можна швидко встановити випадки раптового забруднення та розробити заходи зі зменшення ризику для здоров'я населення.

Це є надзвичайно важливим при потраплянні до компонентів навколишнього середовища сполук ВМ і особливо – їх розчинних форм. Отже, після встановлення факту забруднення певного компонента середовища сполуками-електролітами рекомендується застосувати аналітичні методи ідентифікації забруднювачів, а також визначення вмісту окремих ХЕ, що надасть можливість, по-перше, встановити джерело (джерела) забруднення, по-друге, локалізувати забруднений осередок, а, по-третє, попередити виникнення надзвичайної ситуації і підвищення ризику для здоров'я людей.

3.4 Вплив кліматичних умов і орографії місцевості на розсіювання домішок у приземному шарі повітряного середовища

На геохімічних бар'єрах поряд із транспортними "артеріями" та автодорогами і, особливо, поблизу транспортних розв'язок формуються техногенні аномалії токсикантів, які, у свою чергу, можуть спричиняти подальше забруднення довкілля, впливати на здоров'я людей і особливо – дітей. Такі техногенні аномалії є потенційно небезпечними не тільки для біологічних об'єктів і людини, а й становлять загрозу для репродуктивної функції і здоров'я наступних поколінь, оскільки, за даними фахівців [184], здатні провокувати безпліддя, зростання ймовірності народження дітей з генетичними вадами, призводити до порушень нормального розвитку організму тощо. Отже, комплексне дослідження екологічного стану територій, розташованих поряд з автодорогами і автотранспортними розв'язками, і особливо – рекреаційного призначення, а також визначення потенційного впливу АТК на біосферу і здоров'я людей залишаються важливими і актуальними завданнями сучасності. У даному контексті розглянемо такі чинники, як кліматичні умови і орографія місцевості, які значно впливають на умови розсіювання шкідливих домішок у повітряному просторі міського середовища.

Орографія міста (території), а також його географічне положення зумовлюють кліматичні умови міста, мікроклімат районів, також чинять вплив на умови циркуляції повітряних мас. Зокрема, унаслідок нагрівання бетонних споруд, асфальту тощо у теплу пору року місто часто трансформується на так званий

"острів тепла". А над такими "островами" створюються значні висхідні потоки, які заважають горизонтальному руху повітряних мас. Відомо [185], [186], що у містах температура повітря вища, а вологість нижча; вітер дещо слабкіший, а хмарність зазвичай більша, ніж на відкритому просторі чи у передмісті. Для міст також характерним є утворення туманів, у тому числі й фотохімічних смогів [187].

Метеорологічні чинники неоднаково впливають на формування забруднень атмосферного повітря [43], [73], [188], [189]. Схарактеризуємо кліматичні та метеорологічні умови, характерні для м. Києва упродовж року. У річному ході виділяють два періоди – холодний (триває з жовтня по березень, для якого характерними є підвищені швидкості вітру) й теплий (триває з травня по вересень, для якого характерні менш сильні вітри). У центральних районах м. Києва середня швидкість вітру, за даними [61], [190], [191], становить $u_{\text{ср.}} = 2,7$ м/с, а на околицях – 4,2 м/с; найвища середньомісячна швидкість вітру відзначається у лютому ($u_{\text{макс.}} = 5,1$ м/с; $u_{\text{ср.}} = 3,2$ м/с), а найменша – у серпні ($u_{\text{макс.}} = 3,2$ м/с; $u_{\text{ср.}} = 2,2$ м/с). Найвища повторюваність (60,2 %) характерна для вітрів із $u = (2...5)$ м/с, меншу повторюваність мають вітри з $u = (0...2)$ м/с (34,8 %). Таким чином, у м. Києві ≈ 95 % вітрів не перевищують $u = 5$ м/с, що у цілому обумовлено щільністю і багатоповерховістю міської забудови (МЗ). Високий рівень шорсткості поверхні принципово модифікує структуру й швидкість повітряних мас, зумовлюючи зміну швидкості вітру у межах певних ділянок міських територій. На рис. 3.11 наведено усереднену швидкість вітру по м. Києву [191], [192].

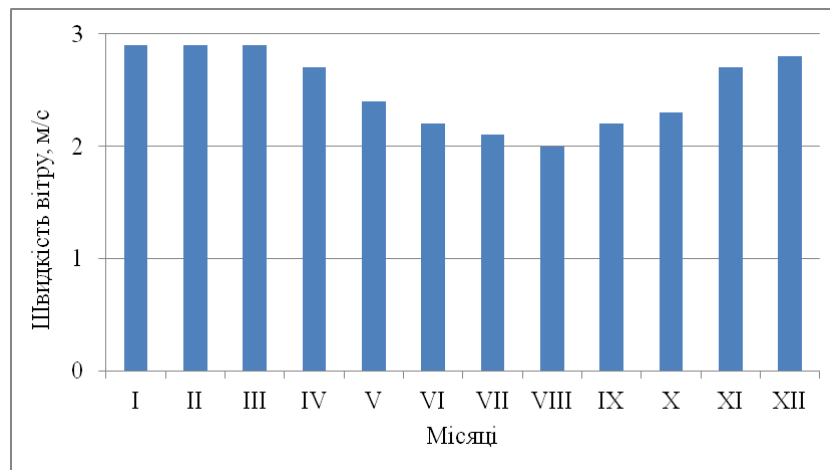


Рисунок 3.11 – Дані щодо усередненої швидкості вітру по м. Києву.

Вітрові потоки у приземному шарі атмосферного повітря виконують основну роль у дисперсії токсикантів [61], [193], [194]. Наприклад, штилі (швидкість вітру становить $u \leq 6$ м/с) сприяють локальному забрудненню території міста. За даними [190], у столиці переважають західний (~ 17,7 %), а також північний і північно-західний вітри (відповідно, 13,6 і 13,5 %). Повторюваність штилів становить ~ 13 %, а дані щодо повторюваності напрямків вітру у холодну і теплу пори року наведено на рис. 3.12, повторюваності штилів у м. Києві – на рис. 3.13.

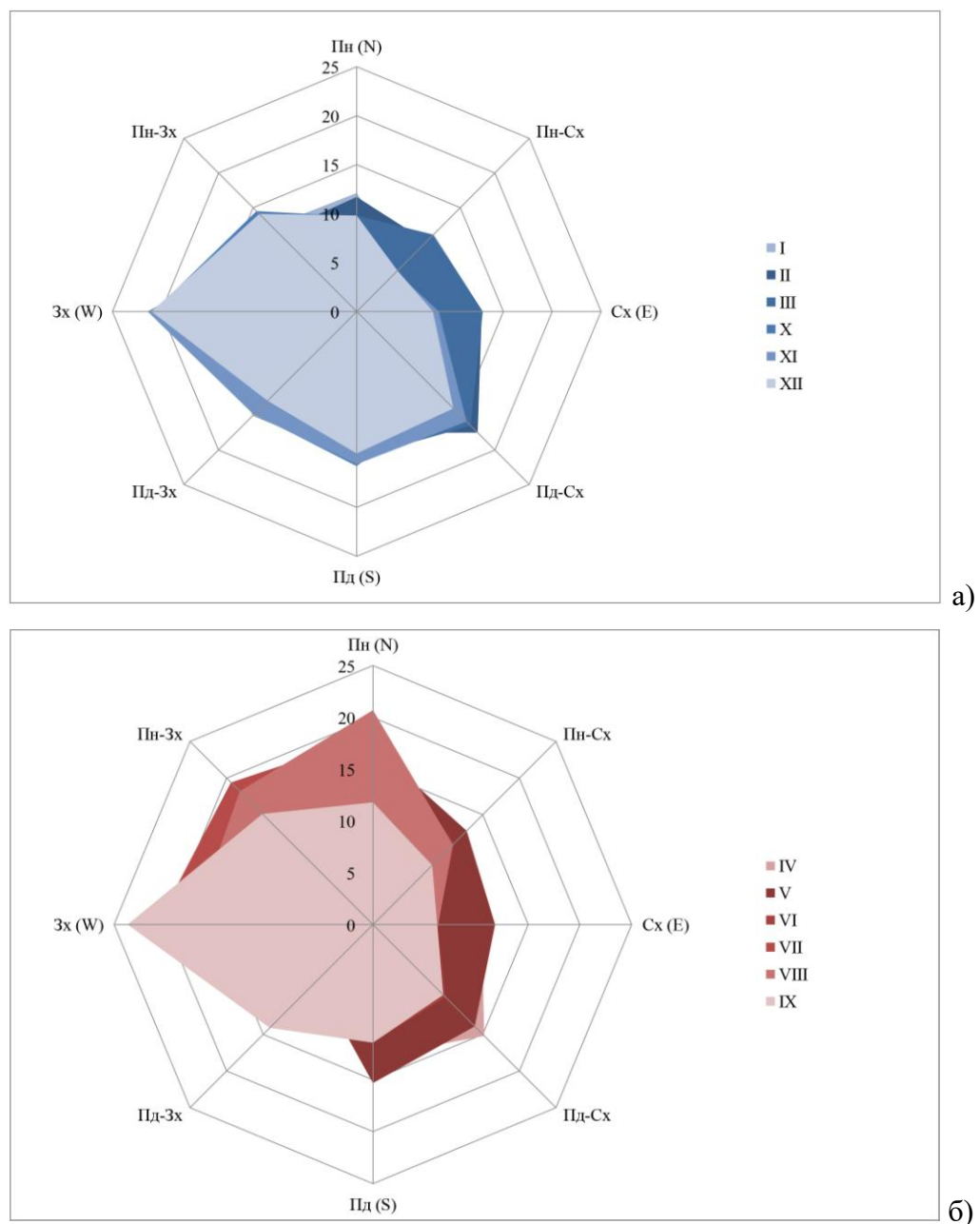


Рисунок 3.12 – Повторюваність напрямків вітру в м. Києві у а) холодну і б) теплу пори року.

За кількістю опадів, що випадають за рік, м. Київ є зоною достатнього зволоження; при цьому кількість опадів за рік – \sim (610...642) мм (зокрема, у 2016 р. – 654 мм [195]), однак найбільша кількість опадів випадає влітку (213 мм), тоді як найменша – узимку (112 мм) [61], [190], [191]. Найчастіше у місті відзначають опади $\geq 0,1$ мм (тобто 157 днів за рік), 123 дні – з кількістю опадів $\geq 0,5$ мм, а також 100 днів – із кількістю опадів $\geq 1,0$ мм [191]. На рис. 3.14 показано суму опадів у м. Києві за місяцями.

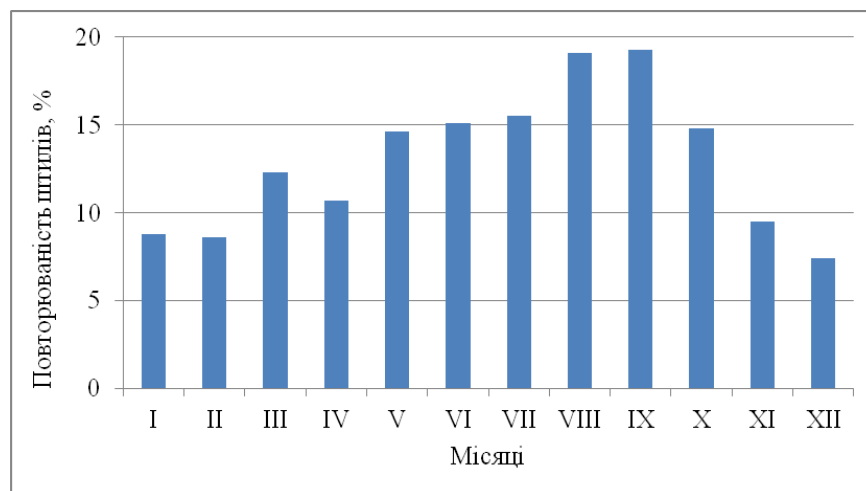


Рисунок 3.13 – Повторюваність штилів у м. Києві.

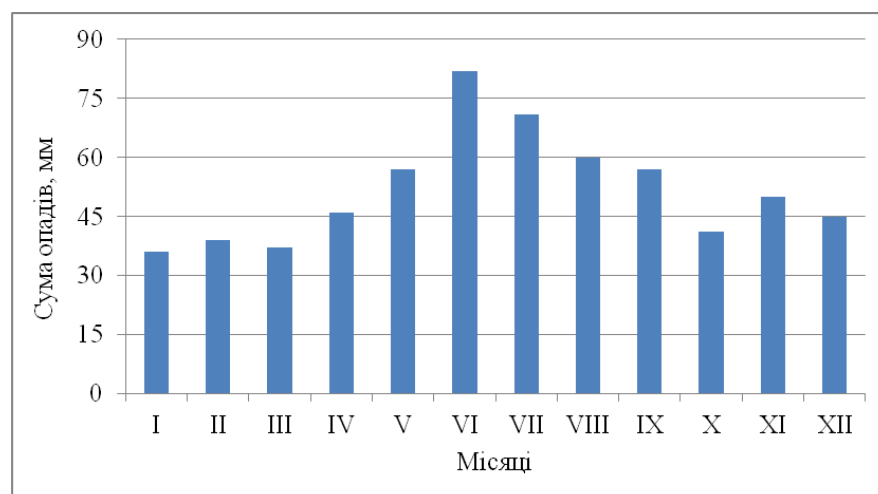


Рисунок 3.14 – Сума опадів у м. Києві.

Період з кінця жовтня і до початку квітня у м. Києві доволі часто супроводжується туманами. В середньому за рік 37 днів з туманами, 32 дні – у теплу пору року, а 5 – у холодну (проте вони триваліші). Отже, кількість днів з

певними метеорологічними явищами відображено у табл. В.1 (додаток В) [61], [191]. Розподіл днів у році зі стійким сніговим покривом наведено на рис. 3.15.

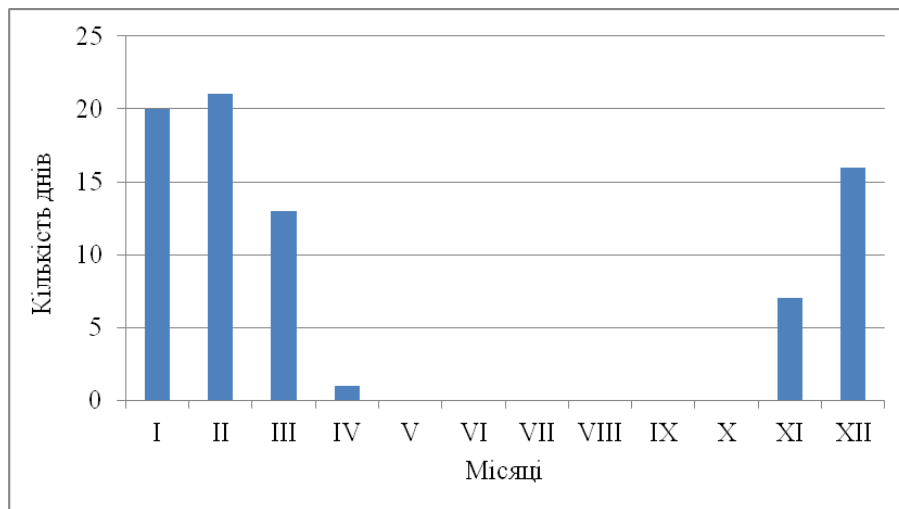


Рисунок 3.15 – Кількість днів у році зі стійким сніговим покривом у м. Києві.

Київ розташований у зоні помірного континентального клімату, для нього характерні м'яка зима і тепле літо. Найнижча середня температура повітря спостерігається у січні (-6,0...-5,7)°С, найвища (+19,6 ...+20,5)°С – у червні–липні [195], [196]. Середньорічна температура сягає ~(6,0...8,4)°С [191].

Середня тривалість сонячного сяяння у місті складає 1843 год. Можливі значення сумарної радіації в середньому складають 6276 МДж/(м²год.), з них ~80 % це пряма радіація і 20 % – розсіяна. Середня максимальна інтенсивність прямої сонячної радіації, що потрапляє на поверхню, складає приблизно 872 Вт/м². При цьому радіаційний баланс підстилаючої поверхні (із врахуванням хмарності) за рік є позитивним і складає 1687 МДж/(м²год.) [61], [191]. Хмари значною мірою впливають на дисперсію токсикантів у повітряному середовищі. Зокрема, рідкі й змішані опади спричиняють локалізацію ШР, зменшуючи рівень забруднення атмосферного повітря. Тумани дещо збільшують токсичність навколишнього середовища [187]. Для столиці у холодну пору року найчастіше характерна похмура погода (8...10) балів, тоді як у теплу пору року в основному спостерігають ясний (0...2) бали і напівясний (3...7) балів стани неба [191]. Дані про кількість ясних, напівясних і похмурих днів наведено у табл. В.2 (додаток В).

Річний і добовий хід відносної вологості є зворотнім ходу температури міського атмосферного повітря. Найбільшого значення показник вологості сягає взимку – за сезон він становить $\sim 86\%$ [61], [190], [191]. Дані щодо вологості повітря у місті наведено на рис. 3.16. Доволі частими у м. Києві є температурні інверсії, наприклад, радіаційні, а також інверсії, спричинені потраплянням на конкретну територію теплого повітря [187].

Для визначення рівня забруднення повітря міських територій (населених пунктів) застосовують такі індикатори:

- середня концентрація шкідливої домішки $q_{\text{ср.}}$;
- середнє квадратичне відхилення σ ;
- максимальна разова концентрація шкідливої домішки q_{max} .

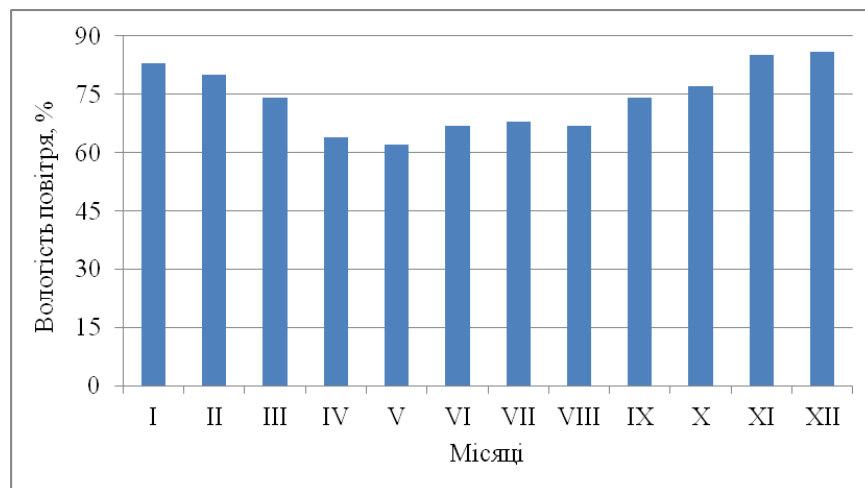


Рисунок 3.16 – Дані щодо вологості повітря у м. Києві.

Рівень забруднення атмосферного повітря встановлюють шляхом порівняння масових концентрацій певної ШР із відповідними значеннями її ГДК; середні концентрації зрівнюють із середньодобовими значеннями $\text{ГДК}_{\text{с.д.}}$, а максимальні з разових – із $\text{ГДК}_{\text{м.р.}}$. При цьому якість повітря характеризують за комплексним показником – індексом забруднення атмосфери (ІЗА, ІЗА₅ або КІЗА), який розраховують за середньомісячними чи середньорічними концентраціями забруднювальних речовин. Показником якості міського повітряного середовища є також стандартний індекс забруднення. Більш детально цю інформацію висвітлено у підрозділі 4.2.

Учені довели [50], [51], що у приземному шарі атмосферного повітря через топографічні особливості місцевості виникають поля турбулентності, внаслідок чого змінюються вертикальні й горизонтальні повітряні потоки, а також розподіли температури й вологості. Зазначені чинники створюють вагомий вплив на атмосферну дифузію ШР, призводячи до їх перемішування, трансформації і локального концентрування [197].

О. Ф. Прищепов. і О. С. Левицька запропонували модель руху ШР у повітряному середовищі з урахуванням орографії підстилаючої поверхні [198], а Е. М. Паращук з колегами [197] визначили ті чинники, які найбільше впливають на режим розсіювання ШР у повітрі. Це, зокрема, гідродинамічний, обумовлений появою вихрових потоків коло споруд, геометричний, який обумовлений взаємодією домішки з поверхнею певної перешкоди (гори, пагорба, будівлі тощо).

У роботах [199]–[201] показано й обґрунтовано, що при моделюванні автодороги її представляють лінійним джерелом викидів, закономірності дисперсії забруднювальних домішок поряд з котрим залежать від стратифікації атмосфери, висоти джерела викидів ШР над рівнем землі, швидкості і напрямку вітру, орографії підстилаючої поверхні, характеристик транспортних потоків, щільності і поверховості міської забудови тощо.

Бакуліч О. О. [202] запропонував репрезентувати архітектурно-планувальні частини міської забудови як сукупністю елементарних фрагментів, які названо вуличними каньйонами. При вивченні умов руху повітряних мас каньйоном уздовж автодороги використовується коефіцієнт ажурності міської забудови, що дорівнює відношенню площі проєкції розривів між будівлями на лінію дороги до загальної площі проєкції фронту забудови на цю лінію [202].

Характер рослинності також значно впливає на характеристики і режим вітрових потоків, а, відповідно, й на особливості дисперсії домішок у приземному повітряному середовищі. Відбувається часткова абсорбція і внаслідок цього певне очищення атмосферного повітря від ШР. Водні об'єкти не тільки визначають кліматичні і метеорологічні умови місцевості, а й певною мірою локалізують та сорбують забруднювальні речовини, тобто є природними геохімічними бар'єрами [2].

Серед усіх шарів приземного повітряного середовища ми сконцентрували увагу на дослідженні першого прошарку (висотою від поверхні землі і приблизно до (2...3)-х метрів над рівнем землі).

Отже, на розсіювання забруднювальних речовин у повітряному середовищі значною мірою впливають вологість і температура повітря, вітровий режим, орографія місцевості тощо. Тому для дослідження дисперсії інгредієнтів викидів АТЗ було проаналізовано кліматичні умови м. Києва, вивчено орографію місцевості, а також особливості міської забудови. Це дало змогу за допомогою методів математичного моделювання і обчислювального експерименту спрогнозувати техногенне навантаження на приземне повітряне середовище з боку викидів АТЗ з урахуванням різних метеорологічних умов і орографії місцевості.

Висновки до третього розділу

1. Висвітлено результати досліджень впливу навантаження від автотранспортних потоків на території рекреаційного призначення за допомогою вивчення кислотно-основного і сольового забруднення ґрунтових витяжок, снігового покриву і поверхневих вод, а також забруднення територій важкими металами, синтетичними поверхнево-активними речовинами тощо.

2. За результатами аналізу відносної зміни кислотно-основного балансу і сольового забруднення на досліджуваних ділянках проспекту Перемоги порівняно із фоновими значеннями було зроблено висновок про те, що поблизу скверу імені Василя Стуса і парку "Нивки" спостерігається стійкий високий рівень забруднення, причому незалежно від пори року. При цьому рН ґрунтових витяжок сильно зміщені у бік лужного середовища. Це пояснюється, по-перше, розташуванням цих паркових зон поблизу до автодоріг і напружених транспортних розв'язок, а по-друге, зростанням у цьому напрямі інтенсивності автотранспортних потоків, а також щільною міською забудовою. Сольове забруднення досліджуваних зон відпочинку

демонструє небезпечне перевищення фонових значень, особливо навесні, після танення снігу.

3. За емпіричними даними розраховано показник кислотно-сольового забруднення ($K_{к-с. з.}$), який визначали для кожної зони окремо в різні періоди року як незважену суму зміни кислотно-основної рівноваги досліджуваної ділянки (за показником pH_i/pH_ϕ) і відносного показника сольового забруднення ґрунту ($C(Cl^-) / C_\phi(Cl^-)$), проб води тощо. Встановлено, що сольове і кислотне забруднення досліджуваних зон корелюють між собою.

4. Якісним хімічним аналізом встановлено наявність у деяких пробах ґрунту і води іонів таких важких металів, як Цинк, Кадмій, Плюмбум (перший клас небезпеки) та Купрум (другий клас небезпеки). Вміст цих іонів суттєво підвищується навесні після танення снігу, що зумовлено не тільки роботою АТЗ, а й роторною перевалкою снігу на придорожні ґрунти. Іонів Меркурію у досліджуваних пробах не виявлено. Крім того, у жодній з проб не було встановлено радіаційного забруднення. За методом кондуктометрії проведено експрес-аналіз наявності у ґрунтових витяжках і пробах води солей металів, зокрема важких.

5. Для дослідження дисперсії інгредієнтів викидів АТЗ та проведення математичного моделювання проаналізовано кліматичні умови м. Києва, вивчено орографію досліджуваної місцевості, а також особливості міської забудови.

Результати аналізу за третім розділом висвітлено у працях №№ 1–3, 5, 14–16 (додаток А).

РОЗДІЛ 4

ОЦІНЮВАННЯ ТЕХНОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ НА МІСЬКІ ЗОНИ ВІДПОЧИНКУ ЗА КОМПЛЕКСНИМ КРИТЕРІАЛЬНИМ ПІДХОДОМ

4.1 Побудова просторових математичних моделей дисперсії шкідливих домішок у приземному шарі повітряного простору, методика обчислювального експерименту для прогнозування змін в екологічному стані досліджуваних зон відпочинку

Відомо, що двигуни АТЗ викидають в атмосферне повітря і газоподібні, і тверді ШР (не враховуючи розливи моторних палив, масел та інших рідких нафтопродуктів). Унаслідок цього в атмосфері міст утворюються стійкі забруднювальні аерозольні системи виду "дрібнодисперсні тверді частинки пилю – газ (повітря)", і при цьому зазвичай відбуваються такі процеси:

- дисперсія (розсіювання) шкідливих домішок унаслідок їх турбулентного переміщення із повітряними масами;
- механічне перенесення токсикантів, вторинне забруднення, "сухе випадіння" на міські території;
- хімічні й фізико-хімічні перетворення ШР (у тому числі хімічна взаємодія, хемосорбція, інші сорбційні процеси, а також фізико-хімічна взаємодія при розчиненні, кристалізації і випаровуванні речовин, гідроліз солей тощо), що призводять до суттєвої трансформації первинних токсикантів;
- вимивання ШР з атмосфери з "вологим випадінням" забруднювачів на території, прилеглі до автодоріг.

Як зазначалось, географічне положення території міста, її орографія тощо обумовлюють специфічні кліматичні умови, які значно впливають на умови циркуляції повітряних мас. Зокрема, у нижніх шарах атмосфери швидкість вітру, як правило, набагато менша за швидкість вітру у більш високих її шарах, а, отже, у цьому шарі створюються умови для надмірного (і навіть надзвичайного) локального накопичення забруднювачів, особливо тих, що мають більшу за повітря молярну масу ($M_{\text{пов.}} = 29\text{г/моль}$).

Приземний шар атмосфери характеризується певною термодинамічною стійкістю [187]. Зокрема, для нестійкої атмосфері характерні конвективні вертикальні (висхідні) потоки, що сприяють перемішуванню повітряних мас. Таким чином, параметри розсіювання ШР (коефіцієнти дисперсії σ_x , σ_y і σ_z) безпосередньо пов'язані з показником термодинамічної стійкості атмосфери. Цей показник стійкості атмосфери позначається латинськими літерами A , B , C , D , E і F , вважаючи, що від літери A до літери F стійкість атмосфери зростає.

Отже, параметри дисперсії ШР у повітряному середовищі (дисперсії σ_y і σ_z) виражають за допомогою відповідних коефіцієнтів дифузії D_x і D_z [187], а саме:

$$\sigma_y^2 = 2D_y x; \quad \sigma_z^2 = 2D_z x. \quad (4.1)$$

σ_y та σ_z визначають також або за номограмами [35], або емпірично, за рівнянням (4.2):

$$\sigma_y = \alpha_y x / S_1(x); \quad \sigma_z = \alpha_z x / S_2(x), \quad (4.2)$$

де $S_1 = (1 + \beta_1 x)^{1/2}$; $S_2 = (1 + \beta_2 x)^{1/2}$; $\beta_1 = 1 \cdot 10^{-4}$; тоді як інші параметри подано у таблиці 4.1.

З метою побудови просторових моделей полів дисперсії токсикантів, що є інгредієнтами викидів АТЗ, проводили просторово-часові обстеження інтенсивності й складу ТП на дорогах столиці, що прилягають до зон відпочинку людей. Дані спостережень (кількість АТЗ на ділянці дороги за певний час, режим їх руху тощо) реєстрували й за допомогою відеозйомки, он-лайн сервісів дорожніх вебкамер. Натурні спостереження за ТП проводили у різні пори року (теплу, холодну) у дні, коли не було атмосферних опадів і за відсутності заторів. Відеозйомку робили 3 рази по 20 хв. для кожного поста в обох напрямках руху ТП. Інтенсивність руху потоку $N_{ТП}$ визначали за кількістю АТЗ, що проходили через перетин досліджуваної ділянки дороги за 20 хв. Щільність ТП $\rho_{АТП}$ розраховували за кількістю АТЗ, які знаходились у певний момент часу на досліджуваній ділянці. За цим показником визначали і завантаженість дороги.

Склад потоку характеризували співвідношенням АТЗ певного типу – легкових автомобілів, автобусів, мікроавтобусів, вантажівок тощо; окремо встановлювали частку дизельного транспорту в потоці.

Таблиця 4.1 – Значення параметрів дисперсії ШР у повітряному середовищі α_y ; α_z та β_2 [187]

Клас стійкості атмосфери	α_y	α_z	β_2
<i>A</i>	0,22	0,2	0
<i>B</i>	0,16	0,12	0
<i>C</i>	0,11	0,08	$1,5 \cdot 10^{-4}$
<i>D</i>	0,008	0,06	$2 \cdot 10^{-4}$
<i>E</i>	0,06	0,03	$3 \cdot 10^{-4}$
<i>F</i>	0,04	0,02	3×10^{-4}

Для моделювання полів концентрацій ШР у приземному повітряному просторі на прилеглих до автодоріг територіях рекреаційного призначення, крім основних характеристик потоку, визначали такі:

- географічне положення ділянки дороги (використовували програмні продукти Google Maps та GPS);
- довжину ділянки L (із фіксацією за наявності вулиць, що її перетинають);
- ширину тротуарів $b_{тр}$ (за наявності), ширину захисної "зеленої" смуги (за наявності), рослинність на ній (за наявності) тощо;
- ширину проїжджої частини b , наявність поздовжнього нахилу;
- кількість смуг у кожному напрямку дороги;
- середню швидкість руху потоку $v_{тп}$;
- відстань до найближчої МЗ, її характер і щільність;
- синоптичні й метеорологічні умови;
- шорсткість підстилаючої поверхні, наявність поряд водних об'єктів.

Для побудови моделей дисперсії токсикантів використовували метод М. Є. Берлянда [63] в інтерпретації В. О. Холоднова з колегами [142]. При

цьому у програмному комплексі MathCad реалізовано модель факельного наближення, яка надає змогу розв'язати напівемпіричне рівняння турбулентної дифузії у декартових координатах для певного лінійного джерела (зокрема, автодороги) як сукупності точкових джерел викидів на основі принципу суперпозиції полів дисперсії певного забруднювача [142].

При розв'язанні напівемпіричного рівняння турбулентної дифузії вважали, що як горизонтальний, так і вертикальний рухи частинок ШР у повітрі зумовлені саме явищем турбулентної дифузії. Тобто режим розсіювання ШР визначається типом вітрового потоку (антициклон або циклон), напрямом і швидкістю вітру, вологістю і температурою повітря, термодинамічним станом атмосфери, а також рівнем інсоляції, характеристиками МЗ, орографією місцевості тощо. А рівень турбулентності при цьому характеризується параметрами стійкості атмосфери – коефіцієнтами температурної стратифікації і турбулентного обміну, а також дисперсії факелу [71], [187]. Значний, якщо не сказати визначальний, вплив чинять характеристики ТП (швидкість потоку, інтенсивність і його розподіл), властивості дорожнього покриття, дорожні умови, а також наявність водних об'єктів, МЗ, рослинності об'єктів тощо. Вторинні хімічні та/або фізико-хімічні процеси можуть призводити як до нейтралізації, так і до посилення токсичності первинних забруднювачів.

Результат при розрахунку приземних концентрацій домішок подають у кратності перевищення їх ГДК_{м.р.}, а поля дисперсії ШР є функцієюЮ наприклад, трьох параметрів у випадку стаціонарного процесу. Тоді математична модель дисперсії домішки має вигляд системи диференціальних рівнянь у часткових похідних, а тому її розв'язок можливий за певних граничних умов.

Зокрема, рівняння А. Н. Колмогорова (1941 р.) надає змогу змоделювати стохастичні процеси перенесення шкідливих домішок (якщо не враховувати вторинні хімічні та/або фізико-хімічних перетворення):

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -v_x \frac{\partial C}{\partial x} - v_y \frac{\partial C}{\partial y} - v_z \frac{\partial C}{\partial z} + D \left(\frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} \right) \quad (4.3)$$

Воно характеризує зміну концентрації домішки у потоці повітря по осях координат x , y та z у часі t , що зумовлена рухом цього потоку з відповідними

швидкостями v_x v_y v_z з урахуванням коефіцієнту дифузії певної домішки D_i [63].

Отже, у дослідженні у співавторстві розроблено у середовищі MathCad комп'ютерну програму і на її основі побудовано математичні моделі полів концентрації ШР, що є основними інгредієнтами ВГ АТЗ. Модель факельного наближення, яка є розв'язком напівемпіричного рівняння турбулентної дифузії [63], для лінійного джерела (дороги) як сукупності точкових джерел викидів має вигляд:

$$Q = \frac{M}{(1+n) \cdot k_1 \cdot \varphi_0 \cdot x^2 \cdot \sqrt{2 \cdot \pi}} \cdot e^{-\frac{u_1 \cdot H^{1+n}}{k_1 \cdot (1+n)^2 \cdot x} - \frac{y^2}{2 \cdot \varphi_0^2 \cdot x^2}} \quad (4.4)$$

де M – потужність джерела викиду (маса речовини, що викидається джерелом забруднення за одиницю часу); k_1 – коефіцієнт у формулі для профілю ТД домішки в атмосфері; n – безрозмірний параметр, що характеризує стійкість атмосфери; u_1 – коефіцієнт для профілю швидкості вітру; φ_0 – стандартне відхилення для пульсацій напрямку вітру; H – висота джерела викиду над поверхнею землі.

Формулу (4.4) зазвичай використовують для модулювання дисперсії легких домішок, зокрема коли коефіцієнт обміну зростає лінійно з висотою, а швидкість вітру змінюється за степеневим законом [63]. При побудові моделей систему координат орієнтують таким чином, щоб вісь OX співпала з напрямком середнього вітру. У такому разі вісь OY спрямовується за напрямком транспортного потоку, а вісь OZ – перпендикулярно його руху. Як зазначалось, тоді концентрація домішки від лінійного джерела (дороги) дорівнює суперпозиції від точкових джерел:

$$Qp = \int_{L_1}^{L_2} Q \cdot (a - L \cdot \sin(\beta), b - L \cdot \cos(\beta)) dL, \quad (4.5)$$

де a і b – нові координати у перенапрявленій за напрямком середнього вітру системі координат, які пов'язані з первісними координатами за рівняннями (4.6); L – довжина відрізка дороги, м.

$$\begin{aligned} a &= x \cdot \cos \beta + y \cdot \sin \beta; \\ b &= -x \cdot \sin \beta + y \cdot \cos \beta \end{aligned} \quad (4.6)$$

де β – кут між напрямком середнього вітру і напрямком руху ТП автодорогою.

Матрицю залежності кратності перевищень ГДК_{м.р.} певної ШР від відстані від автодороги будували відповідно до формули:

$$Q' = \frac{Q_p}{ГДК_{м.р.}} \quad (4.7)$$

Для розрахунку коефіцієнтів ТД легких (наприклад, СО і NO_x) та важких (зокрема РМ) інгредієнтів ВГ АТЗ за різних температур, а також з метою перевірки побудованих моделей у співавторстві з ІТ-фахівцем на мові програмування С++ було створено комп'ютерну програму. Рівень небезпеки забруднення повітряного середовища визначали за найбільшою концентрацією ШР, розрахованою за найбільш небезпечних метеорологічних умов – у найтепліший місяць року та при небезпечній швидкості вітру [87].

Зазначимо, що для кожної з досліджуваних зон відпочинку за допомогою обчислювального експерименту встановлювались найбільш небезпечні напрямки і швидкості вітру, які якнайсильніше впливають на екологічний стан повітряного середовища і шкідливо впливають на здоров'я людей. На рис. 4.1 показано приклади побудови полів дисперсії РМ, NO_x та СО за встановленого найбільш небезпечного напрямку середнього вітру і швидкості вітру 5 м/с на території поряд з рекреаційною територією з озерами № 14 і № 15 по вул. Миколи Ушакова – проспект Перемоги – Брест-Литовське шосе (м. Київ, табл. 2.1).

Під час підрахунків вважали, що дисперсія РМ із розміром частинок ≤ 10 мкм підпорядковується закономірностям, що є характерними для розсіювання газів, а для більших за розміром частинок ці закономірності суттєво змінюються [203].

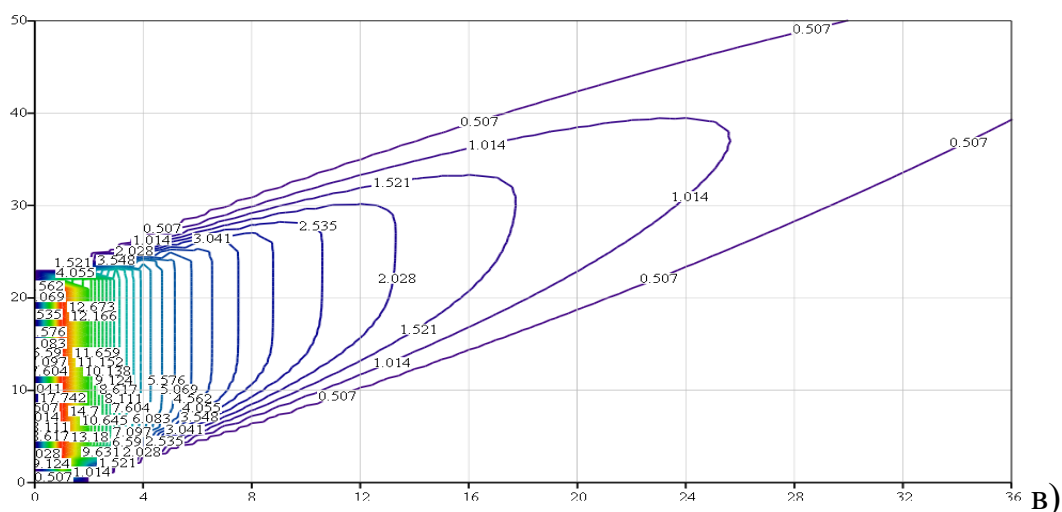
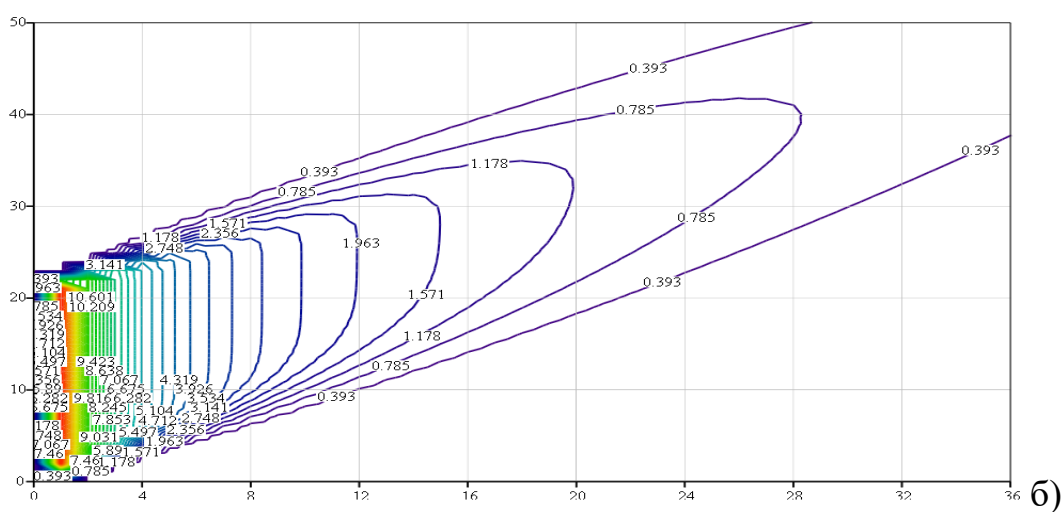
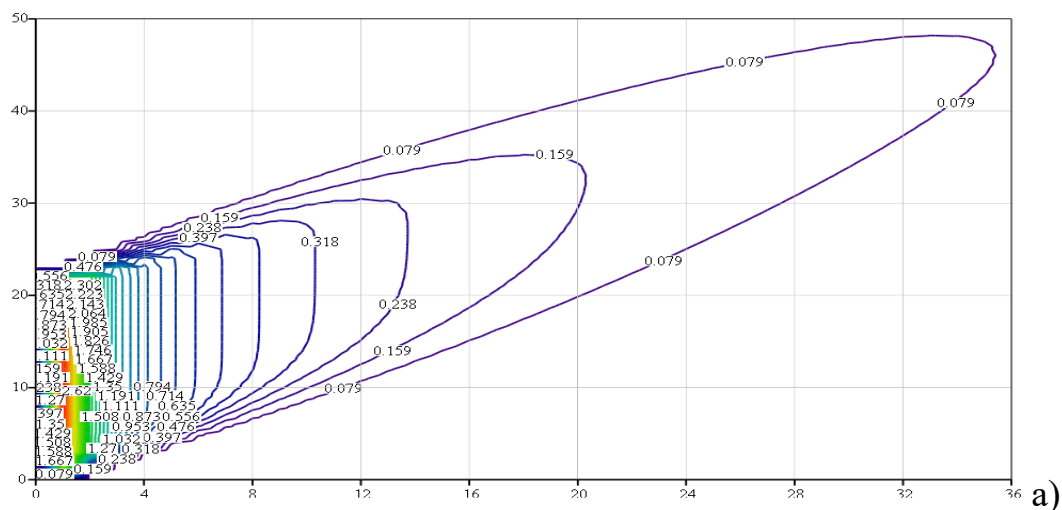


Рисунок 4.1 – Результати моделювання полів дисперсії ШР на досліджуваній території рекреаційного призначення поряд з озером № 15 (м. Київ) при встановленому найбільш небезпечному західному вітрі зі швидкістю 5 м/с:

а) PM; б) NO_x ; в) CO.

Для отриманих моделей дисперсії забруднювальних речовин на основі аналізу літературних даних запропоновано таку градацію рівнів забруднення приземного простору (не враховуючи синергетичних ефектів забруднення довкілля кількома ШР, а також геометричних особливостей дороги) [204]:

- екологічно небезпечне середовище (дуже високий рівень забруднення) у випадку, коли кратність перевищення $ГДК_{м.р.}$ ШР становить більше 8,0 ГДК,
- високий рівень забруднення, якщо відношення становить (4,4...8,0) ГДК,
- середній (або посередній) рівень забруднення при кратності перевищення $ГДК_{м.р.}$ ШР (2...4,4) ГДК;
- невисокий рівень забруднення при кратності перевищення $ГДК_{м.р.}$ ШР (1,1...1,9) ГДК;
- екологічно безпечний (низький) рівень, за умов коли немає перевищення $ГДК_{м.р.}$ забруднювача.

4.2 Встановлення потенційної екологічної небезпеки досліджуваних зон відпочинку за обчислювальним експериментом і моніторинговими даними

4.2.1 Моніторингові дослідження міських територій за інтегральним показником забруднення атмосферного повітря (ІЗА). Як зазначалось, оцінювання змін у екологічному стані компонентів довкілля й ефективний контроль, особливо для техногенно-навантажених територій міст, які є місцями відпочинку людей, є актуальним і невирішеним на сьогодні завданням. Зокрема, недосконалість системи екомоніторингу, яка функціонує у нашій країні, не дозволяє робити точні й прецизійні прогнози стосовно екологічної небезпеки певної зони рекреаційного призначення і розробляти науково-обґрунтовані рекомендації для забезпечення екологічної безпеки таких територій.

Стан навколишнього середовища оцінюють за вмістом в його основних компонентах (атмосфері, гідросфері, педосфері, біосфері в цілому) певних забруднювачів, а також за інтенсивністю негативних фізичних чинників –

шуму, вібрації, радіоактивного випромінювання, електромагнітних полів тощо. Основними джерелами таких забруднень є як стаціонарні, так і пересувні джерела – АТЗ. Географічне положення міста, його рельєф, тип і щільність МЗ, наявність/відсутність водних об'єктів, площа зелених насаджень та їх видовий склад тощо також значною мірою впливають на умови розсіювання або локального концентрування ШР на певній території.

Якість повітря певної території (району, міста в цілому) оцінюють за інтегральним (комплексним) індексом забруднення атмосфери (ІЗА або КІЗА), який розраховують, як правило, за середньорічними (середньомісячними) концентраціями домішки за формулою (4.8) і який враховує ступінь впливу певного комплексу забруднювачів, характерних саме для цієї території, на живі організми:

$$\text{ІЗА} = \sum [C(X_i) / \text{ГДК}_{\text{с.д.}}(X_i)] a_i, \quad \text{ум. од.}, \quad (4.8)$$

де $C(X_i)$ – середня масова концентрація i -ої забруднювальної речовини в атмосферному повітрі, $\text{мг}/\text{м}^3$; X – забруднювальна речовина; $\text{ГДК}_{\text{с.д.}}(X_i)$ – середньодобова гранично допустима концентрація i -ої забруднювальної речовини, $\text{мг}/\text{м}^3$; a_i – коефіцієнт, який враховує ступінь шкідливості забруднювальної речовини у порівнянні зі шкідливістю речовини 3-го класу небезпеки (зокрема SO_2).

Для речовин 1-го класу небезпеки a_i встановлений 1,7; 2-го класу – 1,3; 3-го класу – 1,0, і для речовин 4-го класу небезпеки він дорівнює 0,9 [205]. Таким чином, показник ІЗА, розрахований за 5-ма характерними для даної території забруднювачами, може слугувати чутливим індикатором для встановлення зв'язку між рівнем забруднення і рівнем захворюваності населення на певні хвороби, що зумовлені станом навколишнього середовища.

Отже, відповідно до даних ЦГО ім. Бориса Срезневського (м. Київ), для розрахунку ІЗА нами обрано найбільш характерні для міста домішки CO , NO_2 , РМ (дрібнодисперсні тверді частинки сажі, пилу тощо), SO_2 і формальдегід (ФА). При значенні показника $\text{ІЗА} < 5$ вважали рівень

забруднення повітря низьким; 5...7 – підвищеним, 7...14 – високим і вище 14 – дуже високим [204], [206]. Для характеристики рівнів забруднення міста окремими поллютантами застосовували парціальні ІЗА(X_i) (рис. 4.2). Як можна побачити, рівні забруднення у м. Києві за останні роки є стабільно високими.

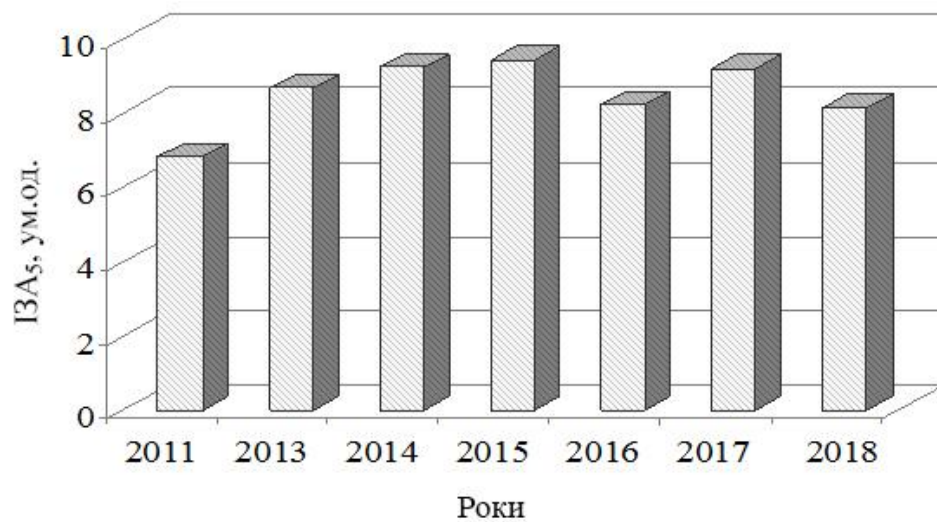


Рисунок 4.2 – Показник ІЗА₅ по місту Києву за спостереженнями ЦГО ім. Бориса Срезневського (м. Київ).

Як показник якості міського повітря застосовують також стандартний індекс забруднення (СІ) – найбільша встановлена разова концентрація певного забруднювача, поділена на величину його ГДК [98]. Цей показник оцінюють за кількістю постів, де зафіксовано перевищення ГДК певної домішки. Тоді при значенні $СІ < 5$ робимо висновок про підвищений рівень забруднення; при $5 \leq СІ < 10$ – про високий, а при $СІ \geq 10$ – про дуже високий рівень забруднення атмосферного повітря. Найбільшу повторюваність перевищення значень ГДК_{м.р.} (у %) за даними спостережень на одному ПС за однією ШР або на всіх ПС території за всіма досліджуваними токсикантами за обраний період часу називають найбільшою повторюваністю перевищень ГДК (НПП). Отже, якщо $НПП < 20\%$ – рівень забруднення атмосферного повітря вважається підвищеним; при $20\% \leq НПП < 50\%$ – високим, при $НПП \geq 50\%$ – дуже високим [207].

4.2.2 *Обчислювальний експеримент з прогнозування рівня екологічної небезпеки міських територій рекреаційного призначення (на прикладі зон відпочинку м. Києва)*. Результати численних експериментів свідчать про наявність у приземному шарі міського атмосферного повітря широкого спектра забруднювачів, які є інгредієнтами ВГ АТЗ, а саме: оксидів Карбону, Сульфору, Нітрогену, дрібнодисперсних твердих частинок сажі і пилу, а також бенз(а)пірену, формальдегіду тощо. Ці сполуки, потрапляючи у повітряне і водне середовища, здатні трансформуватися у вторинні забруднювачі, які за певних умов стають навіть більш небезпечними (токсичними) для здоров'я людей і природного середовища, живих організмів в цілому, ніж первинні полютанти. Дослідження показують, що мешканці будинків, розташованих поблизу автомагістралей (на відстані до 10 м) у (3...4) рази частіше хворіють на онкологічні захворювання, ніж у будинках, віддалених від дороги на відстань більше 50 м [208]. А американськими вченими доведено, що кожні 100 м близькості до дороги підвищують вірогідність смертності від раптової зупинки серця на 6 %, особливо у жінок [209], [210].

Відповідно до методик, описаних у підрозділах 2.3 і 4.1, проводили обчислювальний експеримент з моделювання полів концентрації ШР у приземному шарі атмосферного повітря досліджуваних зон відпочинку з метою встановлення найбільш небезпечних метеорологічних умов, рівня їх екологічної небезпеки, а також екологічно прийнятних відстаней від дороги, де не спостерігається перевищення ГДК_{м.р.} жодної з шкідливих домішок [100], [211]–[214]. Зокрема, на рис. 4.3 показано результат моделювання забруднення приземного шару повітря оксидами Нітрогену NO_x (у перерахунку на NO₂) при найбільш несприятливих для досліджуваних водних об'єктів і прилеглих територій напрямках і швидкості середнього вітру.

Як можна побачити з рис. 4.3, досліджувані водні об'єкти в більшості випадків піддаються значному техногенному навантаженню від викидів двигунів АТЗ, що рухаються в безпосередній близькості від них [215], [216].

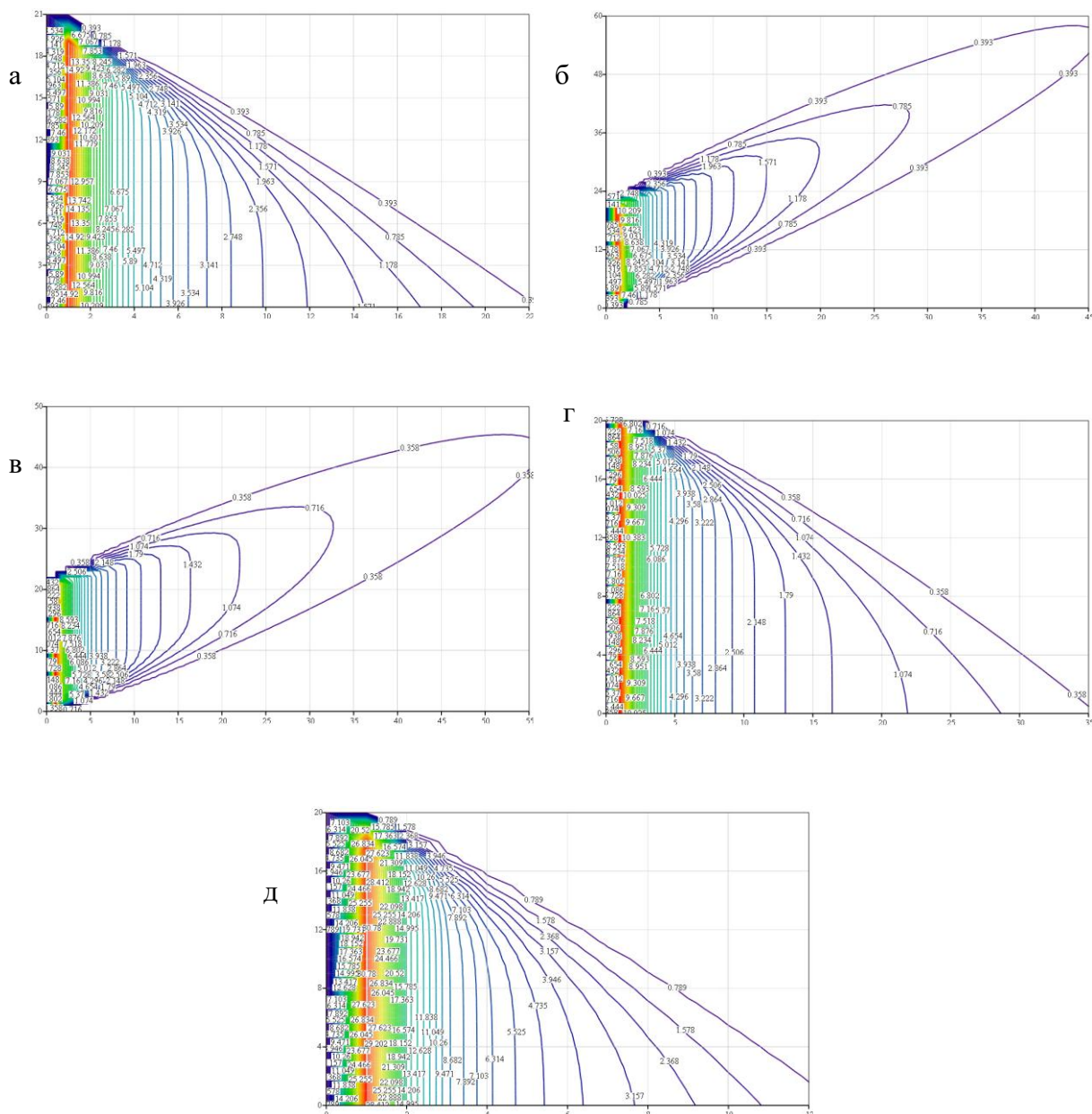


Рисунок 4.3 – Результат моделювання полів дисперсії оксидів Нітрогену (у перерахунку на NO_2) поблизу водних об'єктів м. Києва при несприятливих напрямках і швидкостях середнього вітру 5 м/с: а) озеро № 15, східний вітер; б) озеро № 15, західний вітер; в) озеро № 14, західний вітер; г) озеро № 14, східний вітер; д) озеро № 14, північний вітер.

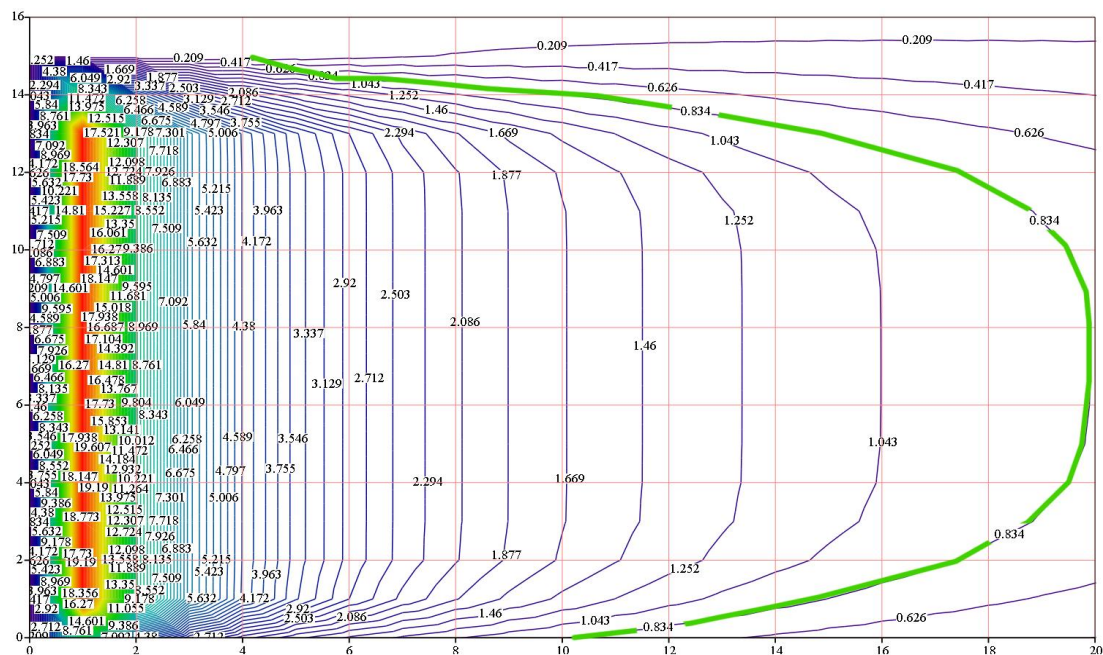
На рис. 4.4 і рис. 4.5 подано приклади побудови полів дисперсії оксиду Карбону (II), оксидів Нітрогену (у перерахунку на NO_2) і РМ від ВГ автотранспортних потоків, що рухаються по вул. Райдужна, за небезпечних для

досліджуваної території метеоумов [217]–[219]. Поряд із автодорогою розташована зона відпочинку людей і водний об'єкт – озеро Райдужне. Як видно з рисунків, на досліджуваній території серед шкідливих домішок найбільше перевищення максимальних разових гранично допустимих концентрацій ГДК_{м.р.} спостерігається саме для небезпечних забруднювачів – оксидів Нітрогену – приблизно у 3,8 разів. Таке перевищення ГДК є вкрай небезпечним, оскільки, за дослідженнями вчених [220], [221], підвищення вмісту оксиду Нітрогену (IV) в атмосферному повітрі міста на 10 % призводить до зростання рівня захворюваності населення на (0,25...0,35) %.

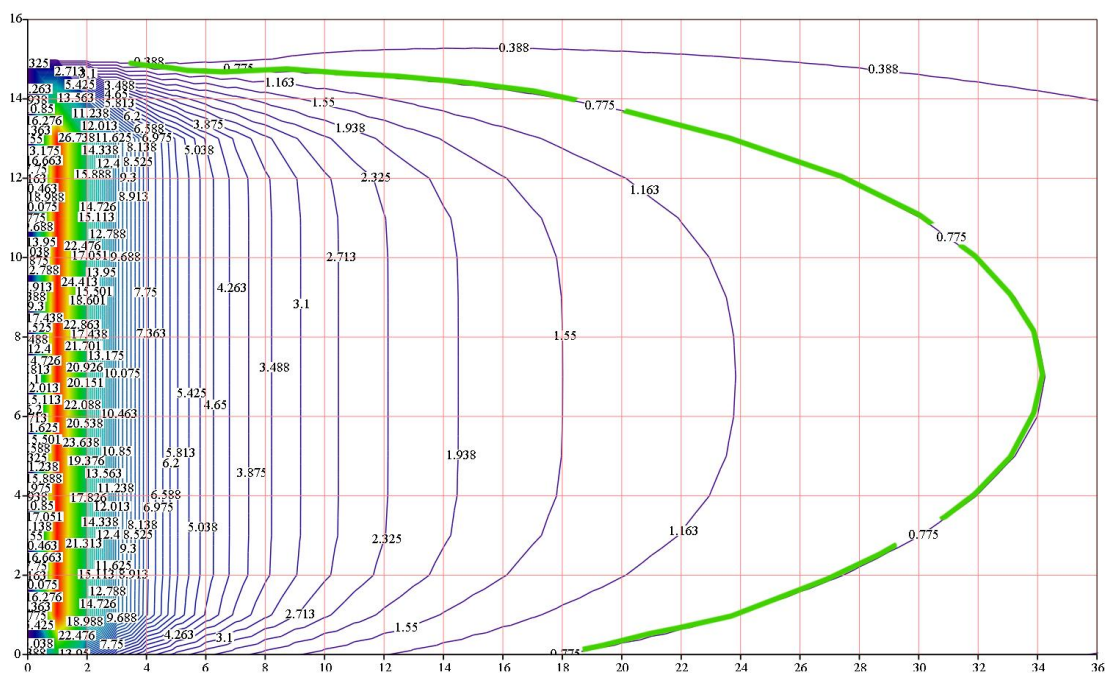
На рис. 4.6 і 4.7 показано результати моделювання полів дисперсії забруднювачів на ділянці зони відпочинку поряд з парком імені Пушкіна (м. Київ). На рис. 4.8 і 4.9 подано карти рівнів екологічної небезпеки на прикладі зон відпочинку людей поряд з озером Райдужне (вул. Райдужна), парком "Нивки" (проспект Перемоги) та озерами № 14 і № 15 (Брест-Литовське шосе).

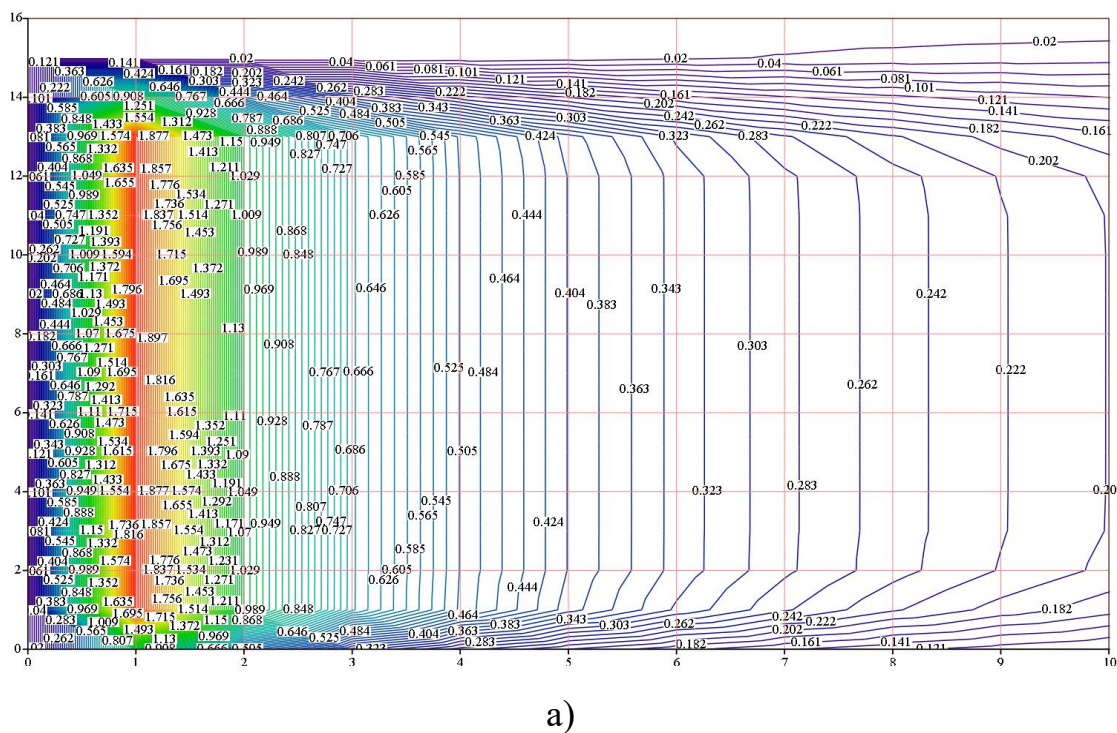
Отже, вулично-дорожня мережа м. Києва є потужною техногенною системою, що чинить значний негативний вплив на всі компоненти навколишнього середовища, і особливо – на атмосферне повітря, рекреаційні території тощо [222]. Під впливом забруднень від відпрацьованих газів АТЗ змінюються хімічні, фізико-хімічні й екологічні показники середовища, формуються локальні ареали небезпечного концентрування забруднювачів, відбувається міграція токсикантів у ґрунтові й поверхневі води, біоаккумуляція тощо.

Авторами роботи [223] доведено, що на динаміку концентрацій шкідливих домішок у приземному шарі повітря і у педосфері значною мірою впливають не тільки характеристики ТП і вітрового режиму, а також і умови вимивання ШР атмосферними опадами. Встановлено, що швидкість вітру (0...1) м/с є небезпечною при розсіюванні домішок, зумовлених дією низьких джерел викидів (зокрема, автомобільним транспортом), а швидкість вітру (3...6) м/с становить небезпеку при розсіюванні домішок, зумовлених викидами промислових підприємств з високими трубами. Зокрема у роботі [77] показано шляхи розповсюдження повітряних мас і газоподібних домішок від викидів АТЗ, що рухаються у потоці на регульованій ділянці автомагістралі.

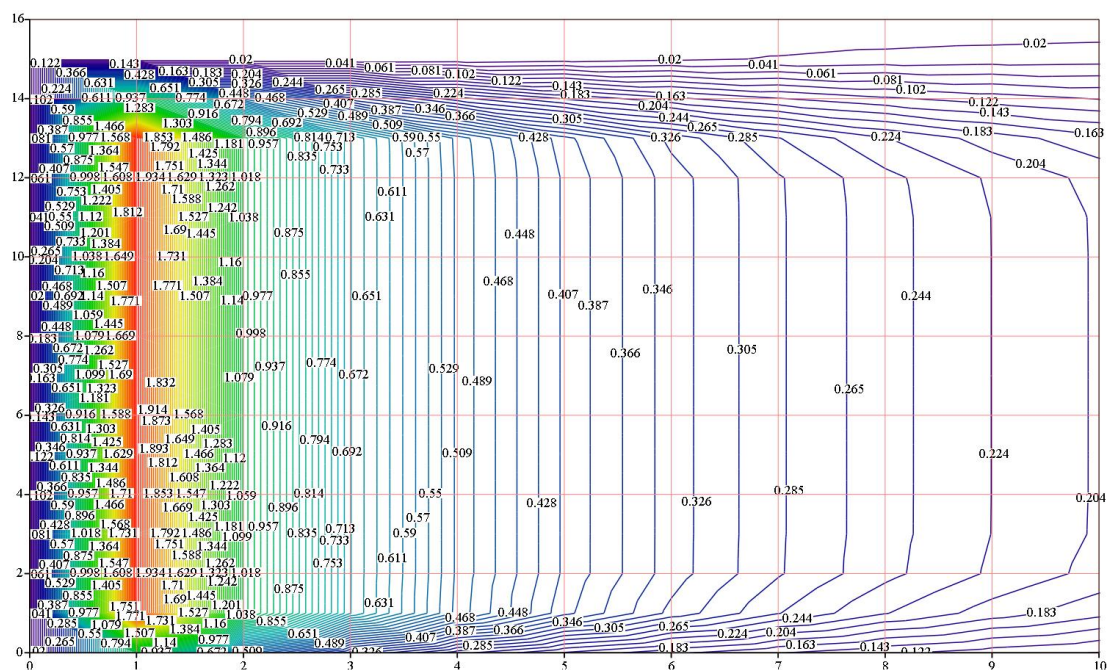


а)



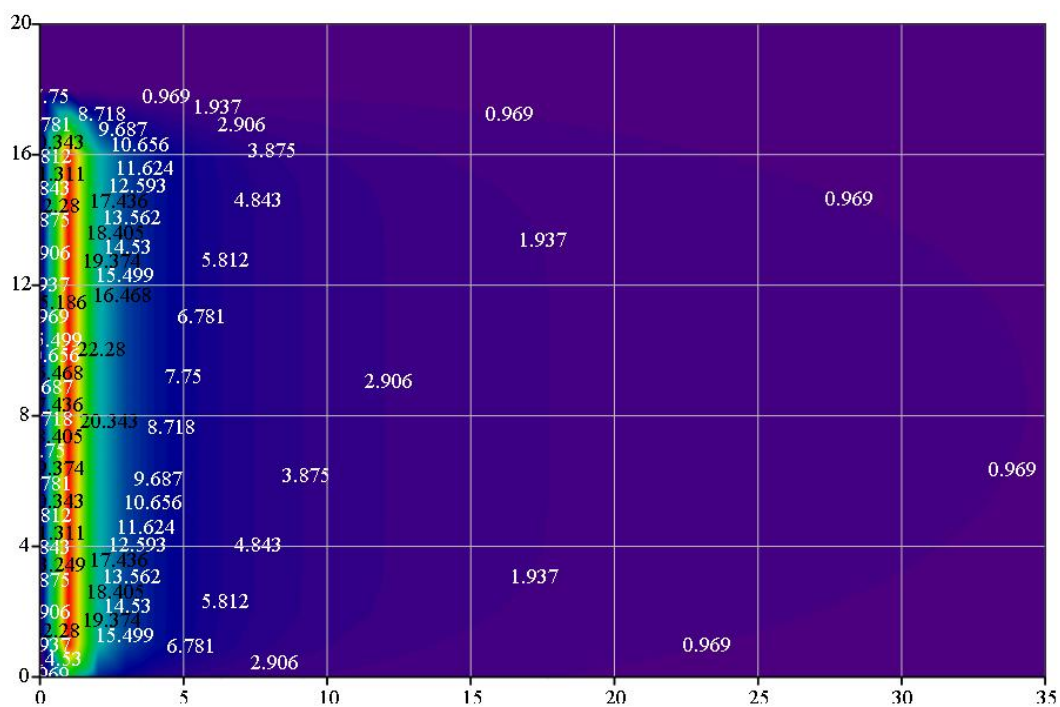


а)

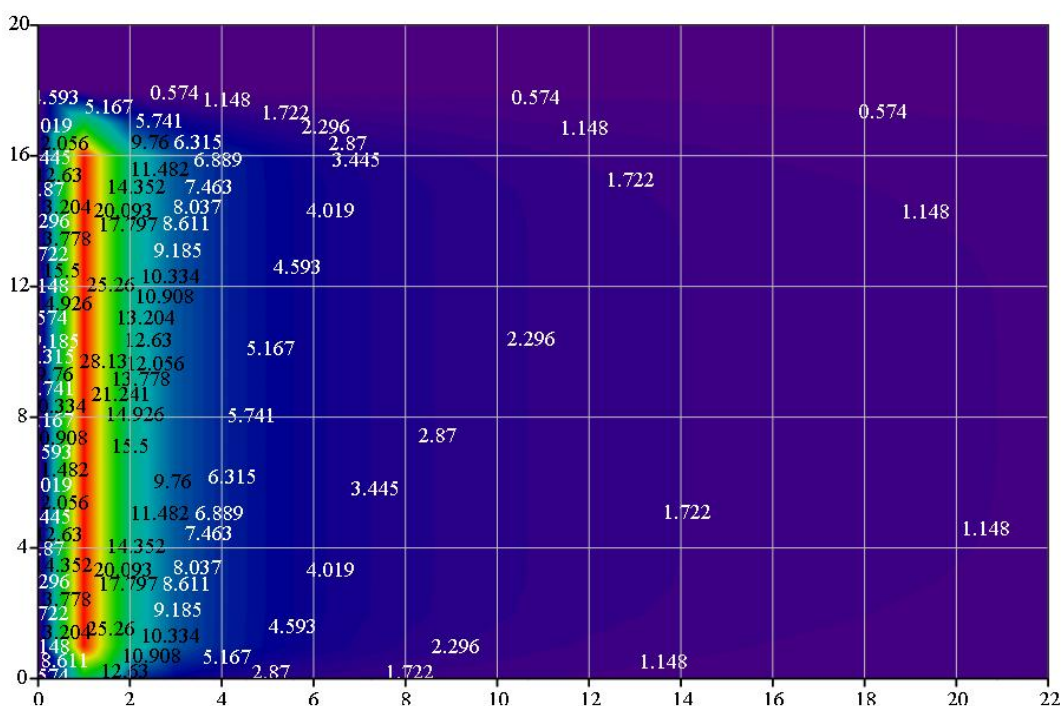


б)

Рисунок 4.5 – Результати моделювання полів дисперсії дрібнодисперсних твердих частинок РМ на ділянці зони відпочинку поряд з озером Райдужне за небезпечних метеоумов: напрямок вітру – північно-східний, а) швидкість 3 м/с, б) швидкість 10 м/с.



а)



б)

Рисунок 4.6 – Результати моделювання полів дисперсії: а) оксидів Нітрогену NO_x (у перерахунку на NO_2); б) оксиду Карбону (II) на ділянці зони відпочинку поряд з парком імені Пушкіна (м. Київ).

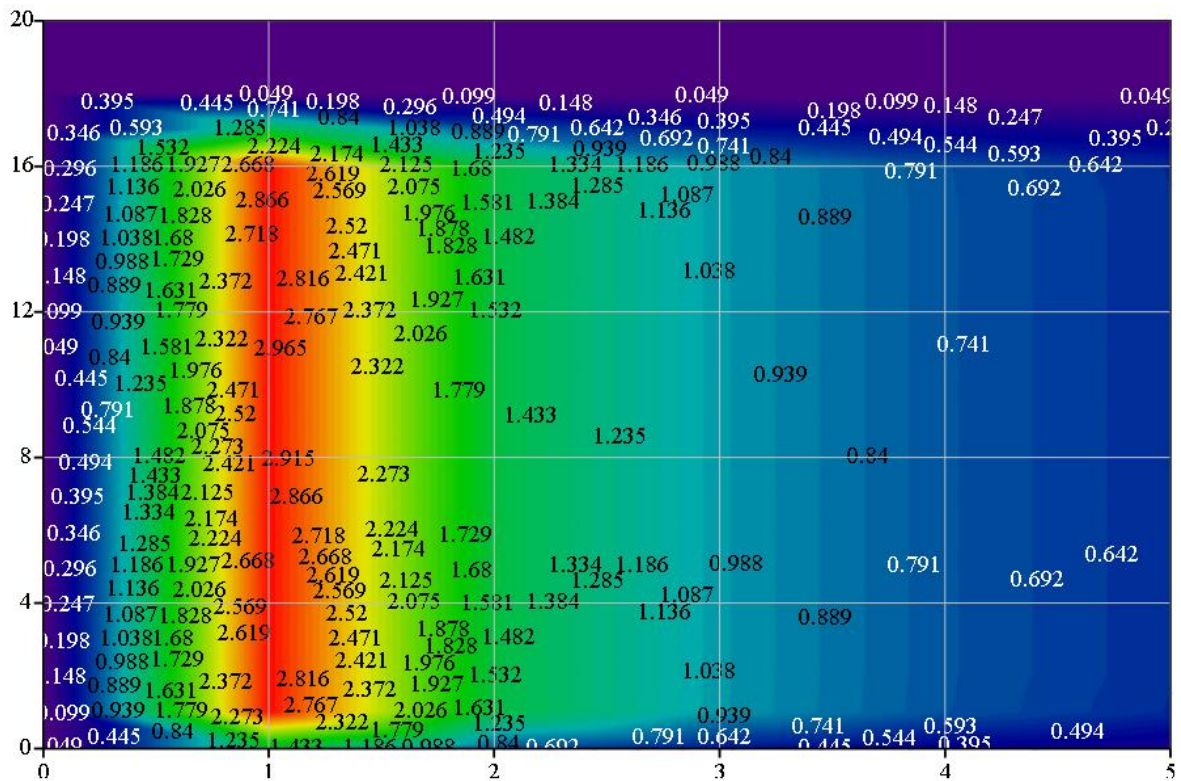
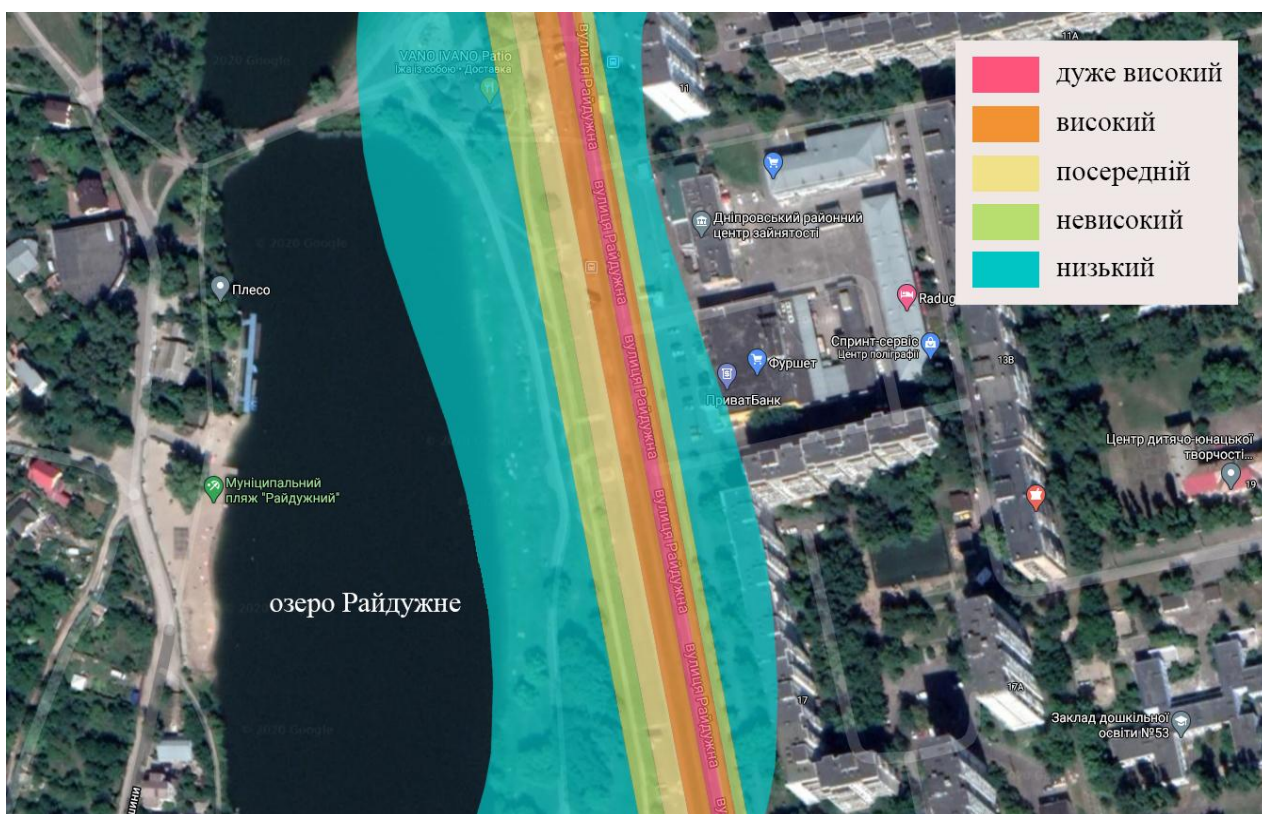
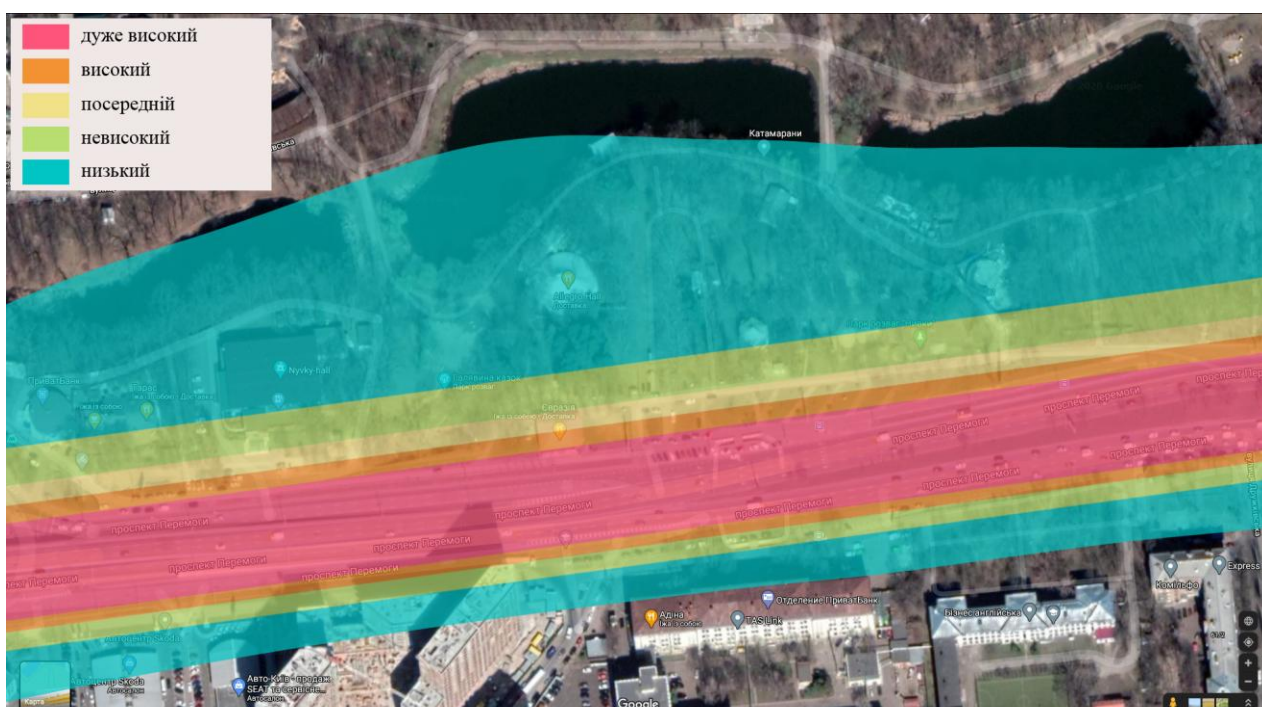


Рисунок 4.7 – Результати моделювання полів дисперсії дрібнодисперсних твердих частинок на ділянці зони відпочинку поряд з парком імені Пушкіна (м. Київ).

Значний вплив на рівень викидів АТЗ і їх токсичність, окрім інтенсивності руху АТЗ, дорожніх умов, структури й віку автопарку, виду використовуваного палива і його якості, експлуатаційних характеристик доріг тощо, чинять наявність перехресть в одному рівні і черги АТЗ перед ними. Первинні забруднювачі, що викидаються автотранспортом в атмосферу, під впливом компонентів довкілля і метеоумов (сонячної радіації, потоків вітру, впливу сильних окислювачів – озону і кисню) при хімічних і фізико-хімічних перетвореннях здатні трансформуватися у вторинні забруднювачі, які є досить часто більш небезпечними за своїм токсичним впливом на навколишнє середовище і здоров'я людини. При цьому оксид Нітрогену (II) окиснюється до оксиду Нітрогену (IV), чадний газ перетворюється на вуглекислий, відбуваються також фотохімічний розклад NO_2 з утворенням оксиду NO і атомарного Оксигену. При мокрому осадженні і туманах, як зазначалось, утворюються сильні нітратна і сульфатна кислоти; можливі також синергетичні ефекти при взаємодії оксидів Нітрогену (IV) і Сульфуру (IV), у результаті чого відбувається утворення оксиду Сульфуру (VI) і оксиду Нітрогену (II), а також інші складні трансформації речовин [56], [224].

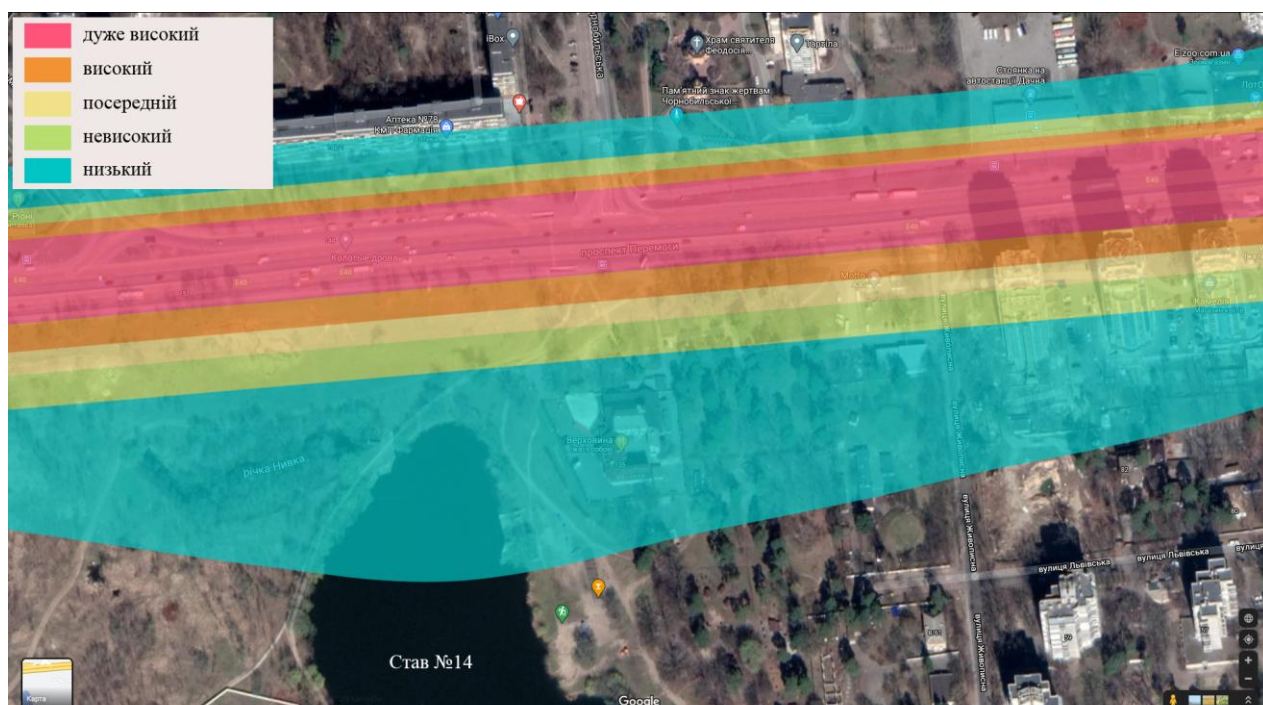


а)

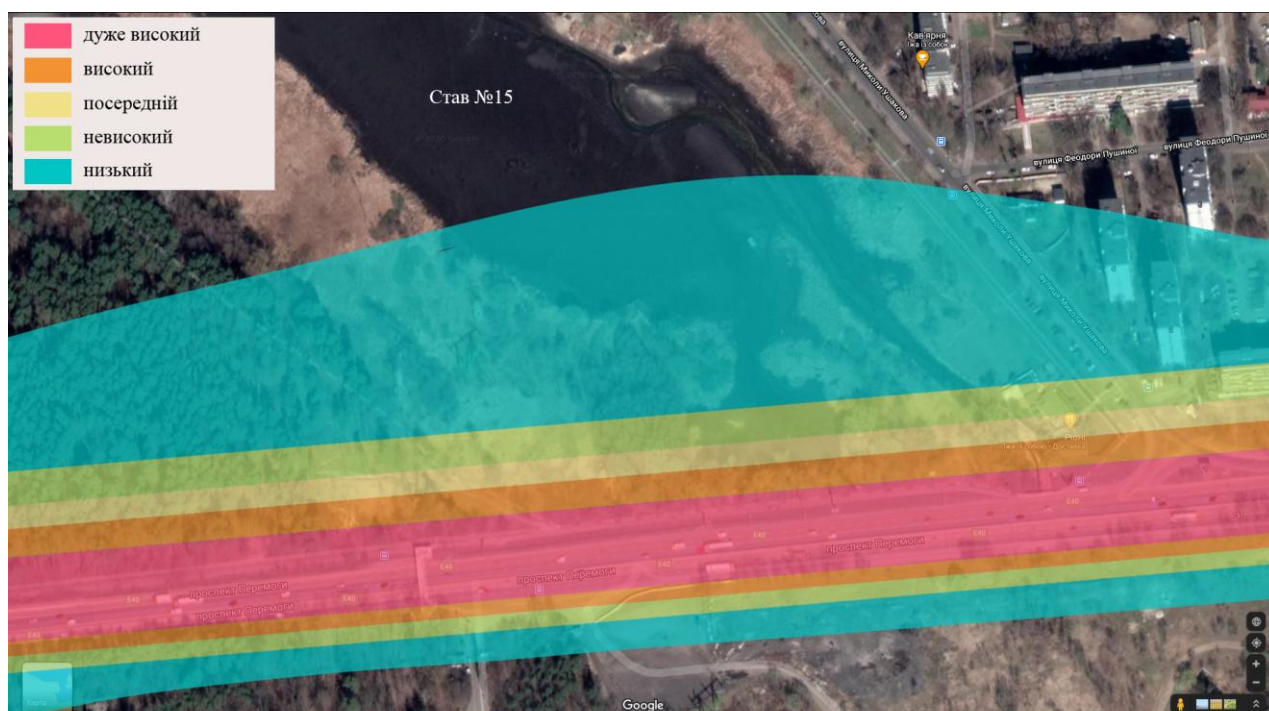


б)

Рисунок 4.8 – Карти рівнів екологічної небезпеки зон відпочинку людей поряд з а) озером Райдужне (вул. Райдужна) та б) парком "Нивки" (проспект Перемоги) у м. Києві.



а)



б)

Рисунок 4.9 – Карти рівнів екологічної небезпеки зон відпочинку людей поряд з озерами а) № 14 і б) № 15 (м. Київ, Брест-Литовське шосе).

Під час встановлення рівнів екологічної небезпеки міських територій, зокрема атмосферного повітря і педосфери, важливими є дослідження реакції біологічних об'єктів на певні концентрації ШР. Такі дані, як правило, отримують на державному рівні за допомогою системи біоекологічного моніторингу. Зокрема, у великому місті зелені насадження, особливо ті, що розташовані поряд з автодорогами, виконують роль так званого "біологічного захисника" від надмірного забруднення довкілля. Влітку вони сприяють зниженню температури повітря в місті на (4...6) °С та збільшенню його вологості приблизно на (10...15) %. Наприклад, окремо стояче дерево випаровує приблизно 378 л води на добу, а це означає, що охолодження, що супроводжує випаровування такої кількості води, еквівалентно результату роботи 5-ти побутових кондиціонерів упродовж 20 годин [225].

Таким чином, натурні дослідження дорожніх умов (інтенсивності руху ТП, їх щільності, розподілу АТЗ по видах і використовуваному паливу) на дорогах столиці, що знаходяться в безпосередній близькості від рекреаційних зон, водних об'єктів тощо дозволили за допомогою програмного комплексу MathCad створити просторові математичні моделі і спрогнозувати поля дисперсії інгредієнтів ВГ автомобілів, визначити умови їх поширення і локального небезпечного концентрування. На основі обчислювального експерименту встановлено комплекс несприятливих для досліджуваних рекреаційних зон і водних об'єктів метеорологічних умов, зокрема, напрямку і швидкості вітру, а також визначено екологічно прийнятну (безпечну) відстань від дороги, де не спостерігається перевищення гранично допустимих концентрацій жодного із забруднювачів.

4.3 Оцінювання ризику для здоров'я від забруднення приземного шару атмосферного повітря територій рекреаційного призначення (на прикладі зон відпочинку м. Києва)

При вирішенні завдань охорони навколишнього природного середовища як на державному, так і на місцевому рівнях важливою є інформація про стан здоров'я населення, яке мешкає на певній території. І

особливо важливою на сучасному етапі розвитку суспільства є кількісна оцінка потенційного ризику здоров'ю населення, яке відпочиває на міських територіях, розташованих поблизу автодоріг і об'єктів автотранспортної інфраструктури. Тому у цьому підрозділі проведемо оцінювання індивідуального ризику для здоров'я людей від впливу шкідливих інгредієнтів ВГ АТЗ як одного з видів техногенного навантаження на рекреаційні території, а також запропонуємо й обґрунтуємо превентивні заходи, які потрібно вжити для мінімізації цього ризику [226].

Гічевим Ю. П. [227] було розроблено класифікацію екологічно значущих захворювань людей і виокремлено 3 основні групи патологічних процесів, які безпосередньо залежать від стану навколишнього середовища. Це, зокрема:

– індикаторна екологічна патологія, що відображає тісну залежність стану здоров'я населення від забруднення довкілля (зокрема, онкологічні захворювання, перинатальна смертність, вроджена патологія, генетичні вади, професійні хвороби, алергічні реакції тощо);

– екологічно залежна патологія – відображає середній ступінь залежності стану здоров'я людей від забруднень навколишнього середовища. Для цієї патології показниками-індикаторами є смертність немовлят і дітей раннього віку, загальна дитяча смертність, захворювання на хронічний бронхіт і пневмонію у дітей, хронічні паренхіматозні ураження печінки і жовчовивідних шляхів, вторинні імунodefіцити, загострення основних захворювань дихальної і серцево-судинної систем при погіршенні метеорологічних умов у містах;

– екологічно обумовлена патологія, яка відображає помірну залежність стану здоров'я людей від стану навколишнього середовища. Для характеристики цієї патології, як правило, застосовують статистичні дані щодо патологій вагітності, спонтанних викиднів, захворювань на хронічний бронхіт і пневмонію у дорослих, анемію у дітей, основні захворювання серцево-судинної системи та інші.

Таким чином, до основних критеріїв здоров'я людей відносять [228]:

– санітарно-демографічну статистику – народжуваність, смертність, тривалість життя);

- статистику захворюваності населення на різні види хвороб;
- статистику фізичного розвитку людей.

Здоров'я людини залежить від багатьох чинників, серед яких відзначимо як основні спадковість, спосіб життя людини, її соціально-економічне й психологічне благополуччя, а також якість і доступність медичного обслуговування [87], [229]. Проте особливого значення у сучасних умовах набуває саме якість оточуючого людину середовища.

У [230] термін "ризик" визначається як комбінація ймовірності заподіяння шкоди людині, населенню і тяжкості цієї шкоди. Методологія аналізу ризику для здоров'я включає в себе як основні етапи оцінювання ризику, управління ним та інформування населення про ризик. Таким чином, під час аналізу ризику для здоров'я потрібно встановити й кількісно оцінити вплив певних чинників на здоров'я, порівняти його з допустимими рівнями впливу, враховуючи всі ті шкідливі ефекти, які можуть проявитися внаслідок дії цих чинників за певних умов експозиції.

У теорії оцінювання ризику його характеристику найчастіше здійснюють на основі величин прийняттого ризику. Це такі рівні ризику, які не потребують застосування додаткових засад для його зниження і є близькими до ризиків, існуючих у повсякденному житті людини. При цьому показники, що застосовуються для оцінювання ризику (референтні дози і концентрації речовин для виникнення гострих, підгострих і хронічних впливів, канцерогенні чинники, гігієнічні нормативи, встановлені за прямими ефектами на здоров'я людей, а також параметри залежності "доза/концентрація – відповідь", отримані за допомогою епідеміологічних досліджень), зазвичай встановлюються на рівні верхньої довірчої межі ризику, що надає можливість забезпечити значний запас їх надійності.

Для встановлення прийнятності ризику може бути застосований метод економічного аналізу "витрати – вигода". Однак для встановлення прийнятності ризику потрібен не тільки економічний аналіз, а й врахування політичних і соціальних чинників, включаючи навіть сприйняття ризику різними верствами

населення (наприклад, найбільш чутливими його групами) [229]–[232]. Таким чином, кількісна оцінка ризику, як правило, включає чотири основні етапи [229]:

- ідентифікація небезпек – виявлення всіх потенційних небезпечних чинників і встановлення й оцінювання взаємозв'язків між ними й порушеннями у здоров'ї людей; оцінка достатності, надійності й достовірності даних щодо рівнів забруднення певних об'єктів довкілля ШР або шкідливих впливів; складання списку пріоритетних хімічних речовин (забруднювачів) і детальний аналіз їх хімічних та фізико-хімічних властивостей, біодоступності тощо;

- встановлення залежності "доза/концентрація – відповідь", тобто виявлення кількісних характеристик зв'язків між показниками здоров'я людей і рівнями експозиції;

- оцінювання впливу (експозиції) хімічних сполук на людину. Потрібно визначити основні джерела забруднення, маршрути транспорту речовин від джерела до людини, шляхи й "точки" впливу, визначення доз і концентрацій, які діяли на людину раніше, діють на неї зараз і тих, які, можливо, будуть діяти на неї у майбутньому, встановлення рівнів експозиції для популяції в цілому, а також для її окремих субпопуляцій, зокрема, для найбільш вразливих груп населення;

- характеристика ризику – аналіз наявних даних, розрахунок ризиків для популяції в цілому чи для найбільш вразливих верств населення, порівняння ризиків з прийнятними (допустимими) рівнями, порівняльна оцінка і ранжирування ризиків за ступенем їх значущості (статистичної, медико-біологічної та/або соціальної), встановлення пріоритетів, а також тих ризиків, які вкрай необхідно знизити до екологічно прийняттого рівня чи взагалі попередити їх виникнення.

Однак, залежно від мети при оцінюванні ризику кількість етапів може скорочуватись. Наприклад, іноді достатньо провести тільки скринінгове оцінювання ризиків.

Серед екологічних чинників, які найсильніше впливають на стан здоров'я людей, особлива увага приділяється забрудненню атмосферного повітря, ґрунтів і питної води [233], [234]. У нашому дослідженні пріоритетним чинником для оцінювання ризику здоров'ю людей обрано саме геоекологічний стан приземного

шару повітряного середовища на тих територіях, де найчастіше відпочивають мешканці міста. Канцерогенний ризик у дослідженні не визначався, оскільки за літературними даними [235], [236] і за допомогою обчислювального експерименту (побудовою полів дисперсії основних речовин-канцерогенів) було встановлено, що концентрація, наприклад, бенз(а)пірену у приземному шарі повітря вже на відстані (5...7) м від дороги стає незначною. За оцінками фахівців, ступінь ризику смерті людини від забруднення атмосферного повітря бенз(а)піреном порівняно з іншими видами ризиків становить $4 \cdot 10^{-7} \dots 5 \cdot 10^{-6}$, тоді як для забруднення, наприклад, оксидом Нітрогену (IV) це значення знаходиться у діапазоні $5 \cdot 10^{-5} \dots 8 \cdot 10^{-4}$, а дрібнодисперсними твердими частинками – $5 \cdot 10^{-5} \dots 4 \cdot 10^{-3}$ [235], [236].

У дослідженні неканцерогенний ризик для здоров'я людей від потрапляння в організм ШР від викидів автотранспортних потоків оцінювали за інгаляційною експозицією, а так званий "типовий відпочиваючий" це доросла людина вагою 70 кг, яка потенційно проживе 70 років. Вплив кожного з негативних чинників (параметри експозиції) буде проявлятися 70 років (у випадку хронічної дії) і 30 років – у випадку гострого впливу забруднювача. Приймали також, що вплив на людину чиниться 3 год. на тиждень, окрім 2-х тижнів на рік, а об'єм дихання людини – 20 м^3 за добу [233], [237], [238].

У роботі спочатку розраховували ризик ізольованої дії певного токсиканта на здоров'я людини, причому, його дію оцінювали за інгаляційного потрапляння до організму і через дію на органи дихання, кровоносну і нервову системи тощо. Для врахування комбінованого впливу різних ШР сумарний ризик визначали як суму ризиків від окремих токсикантів, вважаючи їх дію адитивною, а також те, що вони впливають на функціонування одних і тих самих органів. Детально методику оцінювання ймовірностей настання негативних наслідків для здоров'я людини залежно від вмісту певних ШР у повітряному середовищі описано в роботі [234].

У світі існує багато різноманітних інформаційних ресурсів і баз даних, які застосовуються міжнародною спільнотою при оцінюванні ризиків для здоров'я людей. Це, наприклад, інформаційна система Міністерства енергетики США (Risk

Assessment Information System, RAIS) [239], база даних токсичної дії забруднювачів Національного інституту США з професійної безпеки і здоров'я (NIOSH) [240], інформаційно-моделююча система MEPAS (США) [241], база токсикологічних даних Канадського центру з професійної безпеки і здоров'я (CCOHS) [242], дані Європейського хімічного агентства ECHA [243], електронна колекція карт безпеки Вермонтського університету (Vermont SIRI MSDS Collection) [244], матеріали Департаменту повітряних ресурсів Каліфорнійського агентства захисту навколишнього середовища CalEPA [245], комплекс програмних засобів "Research Assistant / Risk Analyst / Risk Modeler" Міжнародного інституту прикладного системного аналізу (IIASA, Австрія) [246] та інші [237], [247], [248].

Таким чином, для оцінювання ризику для здоров'я людей на досліджуваних міських територіях рекреаційного призначення встановлювали ШПР, які є основними інгредієнтами викидів двигунів АТЗ, оцінювали їх токсичність і біодоступність, процеси трансформації у довкіллі, а також розглядали ті негативні наслідки для здоров'я людей, які ці речовини можуть спричинити за певних умов експозиції (підрозділ 1.2). При розрахунку ризику для здоров'я від потрапляння шкідливих інгредієнтів викидів АТЗ до організму людини застосовували нормативні і міжнародні документи [87], [229], [231], [249]–[252], а також рекомендації EPA US [253], [254], сертифіковані й нові програмні продукти.

З метою ідентифікації аерогенної небезпеки й оцінювання рівня ризику для здоров'я людей, які відпочивають на міських рекреаційних територіях, було проаналізовано багаторічні моніторингові дані щодо інгредієнтного забруднення атмосферного повітря м. Києва, отримані ЦГО ім. Бориса Срезневського [98] за період 2011–2019 рр., і для розрахунку неканцерогенного ризику взято дані за 5 років (2014–2018 рр). Досліджуваний період було обрано через суттєві зміни у техногенному навантаженні на територію й атмосферне повітря м. Києва, що відбулися за останні (5...7) років. Багато промислових підприємств міста припинили свою діяльність, і, відповідно, їх тиск на довкілля припинився взагалі або значно зменшився. Проте, автотранспортне навантаження, навпаки, перейшло на новий, значно високий рівень шкідливого впливу на довкілля –

у рази збільшилась кількість приватних автомобілів, маршрутних таксі, виріс вік автомобільного парку столиці тощо і, як наслідок, зросла кількість заторів на дорогах міста; збільшилась кількість парковок (у тому числі й несанкціонованих), а також об'єктів автотранспортної інфраструктури.

Із певним наближенням стаціонарні ПС за станом атмосферного повітря ЦГО ім. Бориса Срезневського (рис. Б.1, додаток Б) співвідносили з досліджуваними рекреаційними зонами міста. Розраховували осереднені концентрації для 5-ти забруднювачів, що викидаються двигунами АТЗ та/або є характерними неканцерогенними поллютантами повітряного середовища столиці. Це зокрема: оксид Карбону (II) CO, оксид Нітрогену (IV) NO₂, дрібнодисперсні тверді частинки PM, оксид Сульфуру (IV) SO₂ і формальдегід CH₂O. Встановлювали також їх максимальні разові концентрації для розрахунку ризиків інтоксикації й гострих ефектів. Як приклад на рис. Д.1 (а, б) і рис. Д.2 (а, б) (додаток Д) показано середньорічні концентрації шкідливих домішок – CO, NO₂, CH₂O і PM для ПС ЦГО ім. Бориса Срезневського № 2, 6, 7 і 11, які розташовані найближче до досліджуваних паркових зон поряд з напруженою автомагістраллю – проспектом Перемоги (рис. Д.6, додаток Д). Максимальні разові концентрації оксиду Нітрогену (IV) у різні пори року для тих самих ПС представлено на рис. Д.3 (а, б) і рис. Д.4 (а, б) (додаток Д). На рис. Д.5 (додаток Д) показано рівні забруднення атмосферного повітря м. Києва на обраних ПС за кількома забруднювачами.

Для розрахунку ризику від інгредієнтного забруднення атмосферного повітря застосовували обчислювальний експеримент для встановлення рівнів перевищення гранично допустимих концентрацій основних полютантів викидів АТЗ (за несприятливих погодних умов і небезпечної швидкості середнього вітру), а також для визначення екологічно прийнятних відстаней від дороги, де шкідливі впливи викидів АТЗ практично не проявляються.

У обробці даних щодо забруднення атмосферного повітря різноманітними поллютантами допомагали студенти-екологи 1–4 курсів (у межах вивчення курсів "Урбоекологія" і "Екологія людини", де автор був викладачем практичних занять), а також аспіранти кафедри інженерної

екології КПІ ім. Ігоря Сікорського. Оцінку неканцерогенного ризику на територіях, які використовуються населенням для відпочинку, проводили на кафедрі комп'ютерних технологій дизайну і графіки Національного авіаційного університету (НАУ) з використанням демо-версії уніфікованої програми розрахунку забруднень атмосфери УПРЗА "Еколог" (розрахунковий блок "Ризику" версія 1.0 як додатковий модуль до програми). Отримані результати уточнювались і перевірялись із застосуванням нових програмних продуктів, створених у співавторстві з к. т. н., доцентом, доцентом кафедри комп'ютерних технологій дизайну і графіки НАУ Ю. Р. Холковським і к. т. н, к. е. н, старшим викладачем кафедри геоінженерії КПІ ім. Ігоря Сікорського О. Є. Кофановим. Консультації з обробки моніторингових даних і розрахунків ризику для здоров'я було надано д. п. н., професором, професором кафедри екології Медичного інституту Чорноморського національного університету імені Петра Могили О. П. Мітрясовою.

Кількісне оцінювання неканцерогенних ефектів від окремої ШП полягає у порівнянні концентрації речовини $C(X)$, мг/м³, з її референтною (тобто безпечною) концентрацією $RfC(X)$, мг/м³ (табл. 4.2), і подальшим розрахунком коефіцієнта небезпеки (HQ) для обраного забруднювача при його інгаляційному потраплянні:

$$HQ = C(X) / RfC(X) \quad (4.9)$$

За відсутності даних щодо референтних (безпечних) концентрацій речовин можна використовувати дані гранично допустимих концентрацій (ГДК) речовин [255]. Таким чином, при збільшенні HQ величина потенційного ризику виникнення неканцерогенних ефектів у людей, особливо чутливих верств населення, пропорційно зростає, проте неможливо точно визначити ймовірність настання таких ефектів.

Коефіцієнт HQ розраховують окремо для умов короткострокових (гострих), підгострих і довгострокових впливів певної ШП. При цьому і

період осереднення експозиції і, відповідно, безпечних рівней впливу повинен бути аналогічним. Отже, концентрацію певного забруднювача у досліджуваній зоні відпочинку визначали як середньоарифметичну величину концентрацій, які було отримано упродовж усього періоду експозиції, або як максимальну концентрацію за обмежений час (під час моделювання полів дисперсії ШР у атмосферному повітрі). Для оцінювання ризиків, що зумовлені хронічним впливом шкідливих речовин, застосовували середньорічні концентрації певних токсикантів, а також їх верхні 95%-ві довірчі межі. При визначенні ризиків гострих ефектів (що виявляються у термін до 24 год.) використовували максимальні концентрації забруднювачів [87], [231].

Таблиця 4.2 – Референтні концентрації деяких шкідливих домішок атмосферного повітря за хронічного інгаляційного впливу [237]

№ п/п	Речовина	$RfC(X)$, мг/м ³	Джерело*	Критичні органи/системи
1	Оксид Нітрогену (IV)	0,04	WHO	Органи дихання
2	Завислі (дрібнодисперсні) частинки (PM ₁₀)	0,05	NAAQS	Органи дихання
3	Оксид Сульфуру (IV)	0,08	NAAQS	Органи дихання
4	Формальдегід	0,003	CalEPA	Органи дихання, імунна система
5	Оксид Карбону (II)	5	[255]	Центральна нервова система, серцево-судинна система, кровоносна система

Примітка: *WHO – World Health Organisation (Всесвітня організація охорони здоров'я); NAAQS – National Ambient Air Quality Standards (Національні стандарти якості атмосферного повітря США); CalEPA – California Environmental Protection Agency (Каліфорнійське агентство захисту навколишнього середовища)

Багато речовин, що є інгредієнтами викидів двигунів АТЗ (оксиди Карбону, Нітрогену і Сульфуру, альдегіди, вуглеводні тощо), накопичуються

у приземному повітряному середовищі і перебувають в ньому досить тривалий час. Детально дію цих речовин на організм людини, а також характеристику джерел їх потрапляння у довкілля надано у підрозділі 1.2.

У дослідженні для розрахунку ризиків для здоров'я обрано такі основні поліютантанти, як оксид Карбону (II), оксиди Нітрогену (у перерахунку на NO_2), дрібнодисперсні тверді частинки пилу і формальдегід. Вважається, що якщо коефіцієнт небезпеки як індикатор рівня неканцерогенного ризику не перевищує одиницю, то вірогідність виникнення у людини шкідливих наслідків (ефектів) від потрапляння цих речовин кожного дня протягом усього життя є несуттєвою. Отже, такий вплив вважають екологічно сприйнятливим, тоді як і іншому випадку ймовірність виникнення негативних наслідків у здоров'ї людей зростає пропорційно величині HQ .

Аналіз і оцінювання рівня ризику ставить за мету вибір найбільш прийнятних за певної ситуації шляхів його зниження чи повного усунення. Особливо важливим вважаємо етап інформування населення про ризик, оскільки жодна людина не стане сама по собі думати про екологічну небезпеку під час свого відпочинку. У дослідженні не ставилась мета співставити результати обрахунку рівнів ризиків для здоров'я від потрапляння певного забруднювача на досліджуваній території з даними медичної статистики. Це обумовлено тим, що для виявлення причинно-наслідкових зв'язків між рівнем захворюваності населення і рівнем забруднення навколишнього середовища хімічними сполуками частіш за все потрібно враховувати не тільки компоненти викидів АТЗ, а всі шкідливі речовини, що потрапляють до організма, встановлювати шляхи їх потрапляння і джерела з різних компонентів біосфери (атмосферне повітря, питна вода, ґрунти тощо) з урахуванням усіх видів діяльності людини.

Зазначимо, що у розрахунки ризику для здоров'я апріорі покладена певна невизначеність, оскільки, по-перше, не завжди розташування стаціонарних ПС надає змогу більш-менш точно встановити концентрації поліютантів на досліджуваних рекреаційних територіях; по-друге, території

рекреаційного призначення розташовані у місті, тому поряд з ними не тільки проходять дороги, а й побудовано об'єкти автотранспортної інфраструктури, виникають стихійні парковки тощо, а, по-третє, не на всіх постах спостережень вимірювання відбуваються за повною програмою. Таким чином, застосування обчислювального експерименту з моделювання полів розсіювання основних забруднювальних речовин за різних метеорологічних умов з урахуванням особливостей рельєфу, міської забудови, автотранспортного навантаження на досліджувані території рекреаційного призначення дало змогу значно підвищити точність оцінок рівня ризику для здоров'я людей.

Для встановлення кількісних характеристик щодо потрапляння певної забруднювальної речовини в організм з урахуванням маси тіла "типової людини", концентрації полютанта, величини контакту, частоти й його тривалості, а також часу осереднення експозиції і шляхів потрапляння шкідливої речовини застосовували формулу [231]:

$$I = \frac{C(X) \cdot CR \cdot EF \cdot ED}{BW \cdot AT}, \quad (4.10)$$

де I – власне потрапляння певної речовини (її кількість на границі обміну), мг/кг маси тіла на добу; $C(X)$ – концентрація речовини X , тобто середня концентрація токсиканта, що впливає на людину за визначений період експозиції, наприклад, мг/м³ або мг/л води); CR – так звана "величина контакту", тобто обсяг забрудненого середовища, що знаходиться у контакті з тілом людини за одиницю часу (або за один випадок впливу), наприклад, мг/доба, л/доба); EF – частота впливу, кількість днів/рік; ED – тривалість впливу, роки; AT – час осереднення (період осереднення експозиції, днів), BW – маса тіла (середня маса тіла у період експозиції, кг).

Особливістю даної методології оцінювання ризику для здоров'я є те, що в ній робиться акцент на тривалий вплив відносно низьких концентрацій

шкідливих речовин (наприклад, хронічне потрапляння речовини кожного дня). Як кількісну міру експозиції взято потенційну дозу (кількість забруднювача, що отримує організм зі збільшенням часу впливу з урахуванням маси тіла), яка розраховується як добуток концентрації речовини в певному середовищі (у нашому випадку – у повітряному) і об'єму повітря, що вдихається людиною, з урахуванням маси тіла.

Загальну потенційну дозу TPD розраховують за формулою:

$$TPD = C(X) \cdot IR \cdot ED, \quad (4.11)$$

де $C(X)$ – концентрація забруднювача X у певному об'єкті середовища (повітря, вода, ґрунт тощо), що контактує з тілом людини, $\text{кг}/\text{м}^3$ або $\text{кг}/\text{кг}$ середовища); IR – величина (швидкість) потрапляння шкідливої речовини, яка залежить від швидкості інгаляції (об'єму легеневої вентиляції) або об'єму вживаної води тощо; ED – тривалість впливу шкідливої речовини.

При оцінці ризику потенційні дози усереднюють з урахуванням маси тіла і часу впливу. Таку дозу називають середньою добовою потенціальною дозою ADD_{pot} або середньою добовою дозою ADD :

$$ADD_{pot} = TPD / (BW \cdot AT), \quad (4.12)$$

де BW – маса тіла; AT – час осереднення шкідливого впливу.

Отже, виходячи з розрахунків загальної потенційної дози, розраховуємо сумарну експозицію певної шкідливої речовини, яка й характеризує ризик впливу поллютанта на здоров'я населення. Вона враховує всі впливи забруднювача на людину, незалежно від середовища чи шляхів його потрапляння до організму.

Для розрахунку хронічної середньої добової дози певного забруднювача застосовуємо формулу:

$$ADDch = ADDd \cdot EF / DPY, \quad (4.13)$$

де $ADDch$ – середня добова доза, усереднена на хронічну експозицію, мг/(кг · добу); $ADDd$ – середня добова доза на день експозиції; EF – частота впливу, днів/рік; DPY – кількість днів на рік (365 днів на рік).

У формулі (4.13) частота впливу може відображати, наприклад, тривалість впливу – 365 днів на рік або частковий (приривчастий) вплив на людину (наприклад, 90 днів/рік – в умовах теплої пори року, 250 днів/рік по 5 днів на тиждень, тобто 50 тижнів/рік для професійного впливу). Якщо частота впливу становить 365 днів/рік, то хронічна $ADDch$ дорівнює середньодобовій.

Пожиттєва добова доза $LADD$ розраховується з однієї або декількох хронічних добових доз $ADDch$ як середньозважена доза для 3-х періодів життя за формулою:

$$LADD = \frac{(EDb \cdot ADDchb) + (EDc \cdot ADDchc) + (EDa \cdot ADDcha)}{AT}, \quad (4.14)$$

де $LADD$ – життєва середня добова доза, мг/(кг · день); EDb – тривалість експозиції для дітей молодшого віку (0...6 років), $EDb = 6$ років; EDc – тривалість експозиції для дітей старшого віку (6...18 років), $EDc = 12$ років; EDa – тривалість експозиції для дорослих (18 і більше років), $EDa = 12$ років; $ADDchb$ – хронічна середня добова доза для дітей молодшого віку, мг/(кг · добу); $ADDchc$ – хронічна середня добова доза для дітей старшого віку, мг/(кг · добу); $ADDcha$ – хронічна добова доза для дорослої людини, мг/(кг · добу); AT – час осереднення, кількість років (період, за який усереднюємо загальну дозу або розподіляємо її пропорційно по певних блоках років).

Середня добова доза (*ADD/LADD*), мг/кг-доба, за інгаляційного впливу забруднювальної речовини з атмосферного повітря може бути розрахована за формулою:

$$ADD/LADD = \frac{[(C(X) \cdot T_{out} \cdot V_{out}) + (Ch(X) \cdot T_{in} \cdot V_{in})] \cdot EF \cdot ED}{(BW \cdot AT \cdot 365)} \quad (4.15)$$

де $C(X)$ – концентрація сполуки X в атмосферному повітрі, мг/м³; $Ch(X)$ – концентрація сполуки, наприклад, у повітрі приміщення, на певній території тощо, мг/ м³; T_{out} – час, який людина проводить поза приміщенням, досліджуваною територією тощо, год/доба; T_{in} – час, який людина проводить у приміщенні, на досліджуваній території тощо, год/доба; V_{out} – швидкість дихання людини поза приміщенням або досліджуваною територією, м³/год; V_{in} – швидкість дихання людини у приміщенні, на досліджуваній території тощо, м³/год; EF – частота впливу певного забруднювача, днів/рік; ED – тривалість впливу певного забруднювача, років; BW – маса тіла людини, кг; AT – період осереднення експозиції, років; 365 – кількість днів у році.

Як зазначалось, ризик розвитку у людини неканцерогенних ефектів від дії певних полютантів проводять на основі розрахунку коефіцієнта небезпеки HQ аналогічно формулі (4.9):

$$HQ = AD / RfD \quad \text{або} \quad HQ = AC / RfC(X), \quad (4.16)$$

де AD – середня доза, мг/кг; AC – середня концентрація полютанта, мг/м³; RfD – референтна доза забруднювача, мг/кг; $RfC(X)$ – референтна концентрація забруднювача X , мг/ м³.

Коефіцієнти небезпеки зазвичай розраховують окремо для умов гострих (короткочасних), підгострих і тривалих (хронічних) впливів шкідливих речовин на людину, а період усереднення експозицій і відповідних безпечних рівнів впливу повинні бути аналогічними. Важливо

зазначити, що міжнародна методологія оцінювання ризику передбачає, що для неканцерогенних речовин (або канцерогенних негенотоксичної дії) існують певні порогові рівні, нижче від яких шкідливі ефекти не виникають. Тоді як канцерогенні ефекти, обумовлені дією генотоксичних канцерогенних чинників, можуть відбуватися за дії будь-яких доз, які спричинюють пошкодження генетичного матеріалу [87], [229], [231], [248]. Тобто для канцерогенних сполук порогові рівні не встановлюються.

Таким чином, згідно [87], [229], для характеристики ризику прояву у людини неканцерогенних ефектів зазвичай використовують або максимальну недіючу дозу, або мінімальну дозу, яка спричинює пороговий ефект. На основі цих показників встановлюються рівні мінімального ризику, тобто референтної дози RfD і референтної концентрації $RfC(X)$. Як зазначалось раніше, перевищення референтної дози не завжди призводить до шкідливих наслідків, але можемо впевнено стверджувати, що чим вища доза впливу забруднювача і чим у більшу кількість разів вона перевищує дозу референтну, тим більша імовірність виникнення у людини, населення тощо шкідливих ефектів.

У випадку, коли вплив забруднювальної речовини перевищує референтну дозу RfD , виникає певна небезпека здоров'ю людини. І величину цієї небезпеки оцінюють за допомогою залежності "доза – відповідь", а також вивченням усього спектра шкідливих впливів. Результатом оцінювання експозиції на основі референтних доз (концентрацій) забруднювачів є окремі (парціальні) коефіцієнти небезпеки HQ_i , розраховані за формулою (4.16) для кожного з забруднювачів, а також індекси небезпеки HI , які розраховують у випадку разі комбінованого впливу поллютантів за формулою:

$$HI = \sum_i HQ_i \quad (4.17)$$

де HQ_i – коефіцієнти небезпеки для окремих інгредієнтів суміші, яка шкідливо діє на організм людини.

У табл. 4.3 наведено критерії для характеристики коефіцієнта небезпеки кожної конкретної забруднювальної речовини. За інгалаційного надходження ШР в організм людини для розрахунку HQ можна застосовувати формулу (4.9) з урахуванням сумаційного впливу забруднювачів, тобто адитивності їх шкідливої дії на організм людини [87]. Однак дослідження показують [233]–[235], що все частіше на рівень захворюваності населення впливають синергетичні впливи різних за природою чинників, у тому числі й забруднювачів атмосферного повітря (на вулиці, дома, в офісах, під час відпочинку тощо). У зв'язку з цим дуже складно, а найчастіше й неможливо, локалізувати вплив певного токсиканта (групи токсикантів) на організм людини й зробити прецизійні висновки щодо його (їх) пріоритетного шкідливого впливу. При цьому врахування сумаційних ефектів, хоча й може надати дещо перебільшені значення ризику для здоров'я людей, але, на думку міжнародних експертів [249], [250], має певні переваги у порівнянні з оцінкою впливу кожного окремого забруднювача.

Таблиця 4.3 – Критерії неканцерогенного ризику від забруднювальних речовин [229]

Характеристика ризику	Коефіцієнт небезпеки HQ
Ризик виникнення шкідливих ефектів розглядається як незначний	< 1
Гранична величина, що не потребує термінових заходів, однак не може розглядатися як досить прийнятна	1
Імовірність розвитку шкідливих ефектів зростає пропорційно збільшенню значення HQ	> 1

При оцінюванні ризиків для здоров'я людей, які відпочивають на міських зонах відпочинку, особливо поблизу природних або штучних водойм (скупчення відпочиваючих на таких територіях набагато більше),

використовували систему критеріїв, рекомендованих ВООЗ (1996, 1999 та 2000 рр.) і представлених у табл. 4.4. Отже, за емпіричними даними і даними моніторингових досліджень було встановлено, що для досліджуваних зон відпочинку (м. Київ) найнебезпечніший вплив чинить саме забруднення приземного шару атмосферного повітря викидами двигунів АТЗ, а серед екологічних ризиків превалює ризик для здоров'я населення (хронічна дія). За інгаляційного впливу найчутливішими групами населення є хворі на астму і хронічні захворювання органів дихання, люди похилого віку та діти.

Таблиця 4.4 – Класифікація рівнів ризику за рекомендаціями ВООЗ [87]

Рівень ризику	Ризик упродовж життя
Високий ризик (<i>De Manifestis</i>) – не прийнятний для виробничих умов і населення. Необхідне здійснення заходів з усунення або зниження ризику.	$> 10^{-3}$
Середній ризик – припустимий для виробничих умов; за впливу на все населення необхідний динамічний контроль і поглиблене вивчення джерел, а також потенційних наслідків шкідливих впливів для вирішення питання про заходи з управління ризиком.	$10^{-3} \dots 10^{-4}$
Низький, припустимий ризик – рівень, на якому, як правило, встановлюються гігієнічні нормативи для населення	$10^{-4} \dots 10^{-6}$
Мінімальний ризик (<i>De Minimis</i>) – бажана (цільова) величина ризику при проведенні оздоровчих і природоохоронних заходів.	$< 10^{-6}$

У табл. 4.5 показано результати оцінювання ризику гострих ефектів для здоров'я людей, які відпочивають на територіях міських зон відпочинку (часто таких, що виникають стихійно і не мають належного контролю з боку міської адміністрації та/або відповідних органів міської влади), від впливу шкідливих інгредієнтів викидів автотранспортних потоків. Встановлений достатньо високий рівень ризику для здоров'я людей тісно пов'язаний з викидами оксидів Нітрогену NO_x , які під впливом сонячної радіації (фотоліз) і сильних окисників (кисень, озон тощо) у повітряному середовищі майже на 95 % перетворюються на небезпечний оксид Нітрогену (IV) NO_2

(підрозділ 1.2). Також досить небезпечним є вміст у повітряному середовищі міста формальдегіду, який найчастіше є вторинним забруднювачем довкілля. Саме ці забруднювачі, окрім хронічних ефектів, за умов перевищення гранично допустимих концентрацій можуть спричинити й гострі ефекти для здоров'я людей.

Таблиця 4.5 – Результати оцінки ризику для здоров'я людей, які відпочивають на досліджуваних міських територіях

Об'єкт	КПН*	Рівень техногенного навантаження*	Рівень ризику	Прийнятність ризику
1	5	Середній	$1,63 \cdot 10^{-4}$	Гранично допустимий
2	4	Середній	$1,12 \cdot 10^{-4}$	Гранично допустимий
3	6	Середній	$1,42 \cdot 10^{-3}$	Неприйнятний для населення
4	5	Середній	$1,27 \cdot 10^{-4}$	Гранично допустимий
5	4	Середній	$1,73 \cdot 10^{-4}$	Гранично допустимий
6	4	Середній	$1,15 \cdot 10^{-4}$	Гранично допустимий
7	6	Середній	$1,23 \cdot 10^{-4}$	Гранично допустимий
8	6	Середній	$1,16 \cdot 10^{-4}$	Гранично допустимий
9	5	Середній	$1,09 \cdot 10^{-4}$	Гранично допустимий
10	6	Середній	$1,36 \cdot 10^{-3}$	Неприйнятний для населення
11	4	Середній	$1,14 \cdot 10^{-4}$	Гранично допустимий
12	4	Середній	$1,21 \cdot 10^{-4}$	Гранично допустимий
13	5	Середній	$1,17 \cdot 10^{-4}$	Гранично допустимий
14	5	Середній	$1,19 \cdot 10^{-4}$	Гранично допустимий
15	5	Середній	$1,26 \cdot 10^{-4}$	Гранично допустимий
16	4	Середній	$1,42 \cdot 10^{-4}$	Гранично допустимий

Примітка. *без урахування забруднення водойм і користування ними для купання.

Окрім того, при уточненні значень рівнів ризику потрібно звертати увагу на метеологічні умови, оскільки, наприклад, напрям і швидкість вітру, а також наявність опадів (дощу, снігу тощо) суттєво впливатиме на екологічну ситуацію на досліджуваних територіях.

Управління ризиком є важливим і досить складним етапом, а серед його завдань варто відзначити такі [87], [231]:

- виявлення й порівняння чинників ризику, визначення ступеня їх вагомості;
- ранжування ризиків і виявлення пріоритетів;
- обґрунтування найкращих за даних умов рішень з усунення чи мінімізації ризику;
- оцінка ефективності оздоровчих заходів та корегування.

Отже, після проведення порівняння ризиків і їх ранжирування (виявлення пріоритетів) управління ризиком повинно йти за сценарієм "скорочення ризиків". І тут найчастіше застосовують 2 підходи:

- оцінювання "витрат–вигод" (передбачає скорочення ризику для здоров'я до тих пір, поки додаткові вигоди від скорочення ризику більші за додаткові витрати на досягнення цієї мети (досягнутий при цьому ризик є прийнятним);
- оцінювання ефективності витрат (передбачає, що будь-яке скорочення ризику для здоров'я повинно здійснюватися з найменшими можливими витратами [256].

Допоміжними заходами з управління ризиком є систематизація й упорядкування моніторингових даних за допомогою спеціальних блок-схем, контрольних карт (маппінг), діаграм причинно-наслідкових зв'язків (діаграми Ішикави (Ishikava diagram) або діаграми виду "риб'ячий скелет") тощо. Крім того, при плануванні довгострокових програм, встановленні гігієнічних нормативів тощо зазвичай орієнтуються на так званий "цільовий ризик". Це такий рівень ризику, який повинен бути досягнутий внаслідок проведення заходів з мінімізації та управління ризиком. Для більшості країн світу за рекомендаціями ВООЗ цільовий ризик приймається таким, що дорівнює $1 \cdot 10^{-6}$ [236].

Результуючим етапом оцінювання ризику для здоров'я є інформування про ризик. Це процес розповсюдження й доведення до відома населення, керуючих органів, громадських організацій тощо результатів щодо встановленого рівня ризику для здоров'я людей, пріоритетних небезпечних

чинників, які його спричинюють, а також прийнятих рішень стосовно його контролю, усунення чи мінімізації.

З метою інформування широких верств населення про ризик для здоров'я людей, які відпочивають на досліджуваних територіях, результати дослідження доповідались на наукових семінарах кафедри інженерної екології (нині кафедра геоінженерії) і КНДЛ "Реактор" КПІ ім. Ігоря Сікорського, на конференціях різного рівня, публікувались у фахових іноземних і вітчизняних виданнях тощо. Розроблялись науково обґрунтовані заходи й рекомендації щодо мінімізації ризику для здоров'я людей, спричиненого викидами шкідливих інгредієнтів двигунів АТЗ, що рухаються поряд з зонами відпочинку, а також впливом розташованих поряд об'єктів автотранспортної інфраструктури (парковки, автомийки, автозаправні станції тощо).

Зазначимо, що для надання точного прогнозу щодо ймовірності захворювання людини на певні хвороби, здійснення прецизійної оцінки небезпеки для населення в цілому не достатньо розрахунків ризиків унаслідок впливу шкідливих чинників, особливо у випадку аналізу проблеми екологічної безпеки територій рекреаційного призначення. При проведенні моніторингових досліджень управлінці досить часто називають лімітуючими такі фактори, як нестача часу, коштів та/або відсутність необхідних даних. Вважаємо, що запропоновані нами елементи вдосконалення екологічного моніторингу шляхом упровадження експрес-аналізу екологічного стану природних об'єктів і, зокрема, повітряного середовища на міських територіях рекреаційного призначення нададуть можливість за досить обмежений час і з мінімумом фінансових витрат встановити реальний масштаб проблеми щодо їх інгредієнтного забруднення.

Таким чином, у подальшому дослідженні отримані результати щодо оцінювання ризику для здоров'я людей, відпочиваючих на досліджуваних територіях, використовували для порівняльного аналізу зі значеннями запропонованого нами для оцінювання екологічної небезпеки міських зон відпочинку (залежно від типу діяльності й виду відпочинку людей) комплексного показника техногенного навантаження КПН з урахуванням методів експрес-аналізу і математичного моделювання.

4.4 Комплексний показник техногенного навантаження як індикатор екологічної небезпеки зон відпочинку людей, розробка рекомендацій щодо зменшення рівня ризику

Аналіз методологічних підходів [257]–[260] показав, що одним з найбільш перспективних підходів для оцінювання рівня екологічної безпеки об'єктів і компонентів довкілля вважається індикаторний підхід. Отже, обґрунтуванню системи індикаторів екологічної безпеки міста, певної території, об'єкта тощо велику увагу приділяють і вітчизняні, і закордонні вчені. Багато міжнародних організацій, зокрема, Комісія ООН зі сталого розвитку, Науковий комітет з проблем навколишнього середовища (SCOPE), Організація економічного співробітництва й розвитку (ОЕСР), Міжнародний інститут сталого розвитку (IISD), екологічна організація UNEP (United Nations Environment Program) [258], [261], [262] також присвятили свою діяльність вирішенню цієї проблеми. Проте аналіз літератури показав, що існуючі підходи до встановлення рівня екологічної безпеки територій (причому, як міських, так і позаміських), а також окремих компонентів навколишнього природного середовища хоча й характеризуються значною кількістю різноманітних, у тому числі й кількісних, показників, проте жоден з них не може бути безпосередньо застосований для встановлення й прогнозування рівня екологічної небезпеки територій, у тому числі й зон відпочинку людей, зумовленої техногенним навантаженням з боку викидів автотранспортних потоків.

Особливої гостроти проблема оцінювання екологічної безпеки і мінімізації ризику для здоров'я людей набуває для міських територій активного відпочинку й оздоровлення людей (парки, сквери, території поряд з природними і штучними водними об'єктами тощо). Ці території не завжди є спеціально організованими для відпочинку зонами, багато з них виникають стихійно, неорганізовано, але це не зменшує важливості проблеми забезпечення їх екологічної безпеки. Отже, вдосконалення системи

екологічного моніторингу міських територій, особливо тих, що мають рекреаційне (оздоровче) призначення, є актуальним науково-практичним завданням, а результати досліджень щодо їх зміни екологічного стану нададуть змогу обґрунтовано визначати ризик для здоров'я людей, причини деградації територій тощо та робити прецизійні прогнози щодо безпеки зон відпочинку людей.

4.4.1 Міграційна здатність хімічних елементів у різних природних середовищах. Комплексний показник техногенного навантаження. Рівень забруднення приземного шару атмосферного повітря, інших компонентів біосфери змінюється і протягом доби, і залежно від інтенсивності діяльності людей на цих територіях. Важливий вплив чинять також кліматичні (у тому числі сезонні умови), орографія місцевості, наявність і щільність міської забудови. Відомо, що на геохімічних бар'єрах, особливо поряд із напруженими автотранспортними магістралями і розв'язками, формуються техногенні аномалії ШР, які у подальшому спричиняють серйозне вторинне забруднення території.

Фахівці, як правило, виокремлюють три основні різновиди екологічної небезпеки, що зумовлені людською діяльністю, а саме [263]:

- соціально-екологічна небезпека, яка спричинює загрозу здоров'ю людей і зумовлена суттєвим погіршенням екологічного стану території, середовища проживання людей тощо;
- біосферно-екологічна, яка спричинена загрозою порушення природної рівноваги на планеті Земля;
- ресурсно-екологічна небезпека, обумовлена, наприклад, скороченням природно-ресурсного потенціалу, деградацією природних ресурсів, їх вичерпністю тощо.

Отже, щоб оцінити небезпеку впливу певних ХЕ, зокрема, важких металів, радіоізотопів тощо на навколишнє природне середовище, недостатньо встановити тільки кількісні й якісні показники джерел викидів шкідливих речовин. Для прецизійних і адекватних висновків, розробки

заходів з мінімізації та/або усунення екологічних ризиків потрібна достовірна інформація про форми знаходження хімічних елементів–забруднювачів у досліджуваному компоненті навколишнього середовища, у тому числі й ступені окиснення елементів, їх реакційну здатність, токсикологічну дію на певні органи, біодоступність і можливі трансформації (хімічні, фізико-хімічні, біохімічні тощо) у докiллі й живому організмі. При цьому під терміном "форма знаходження ХЕ" (наприклад, у воді чи ґрунтовому розчині) розуміємо сукупність атомів або іонів певних елементів, що були переведені з твердої фази у розчин довільно або за допомогою певного екстрагенту [264].

Терміну "форма знаходження ХЕ" у природному чи техногенному середовищі можна надати й більш широке трактування. Зокрема, В. І. Вернадський (1922 р.) під цим терміном розумів такий фізико-хімічний стан елемента у конкретних умовах фізико-хімічної (прим. автора – й біохімічної) обстановки [117]. Тобто перетворення сполук ХЕ і у ґрунтах, і у поверхневих чи ґрунтових розчинах, інших об'єктах докiлля відбувається під впливом різноманітних за своєю природою і напрямком хімічних, фізичних, фізико-хімічних та/або біохімічних перетворень і взаємодій.

Для встановлення рівня екологічної небезпеки міських зон відпочинку і ранжирування їх нами запропоновано комплексний критеріальний підхід, який надає змогу врахувати тип діяльності та вид відпочинку людей на певній території рекреаційного призначення. Як індикатор екологічної небезпеки зон відпочинку людей, розташованих неподалік від дороги, нами запропоновано показник техногенного навантаження (КПН), на основі значень якого встановлювались зміни в екологічному стані міських зон відпочинку і розроблялись заходи зі зменшення ризику для здоров'я населення на досліджуваних територіях [217], [265].

Показник кількісно і якісно характеризує вплив інгредієнтів викидів двигунів АТЗ на екологічну безпеку міських територій рекреаційного призначення. Відповідно до авторської методики, він розраховується на

основі попередньо встановлених показників геохімічного забруднення окремих компонентів довкілля – повітряного середовища, ґрунту, природних і штучних водойм тощо за формулою.

$$КПН = \sum_{i=1}^n k_i \cdot x_i, \quad (4.18a)$$

або

$$КПН = k_A \cdot x_A + k_S \cdot x_S + k_W \cdot x_W, \quad (4.18б)$$

де n – загальна кількість показників, що входять до КПН; k_i – ваговий коефіцієнт для кожного з досліджуваних показників; x_i – значення кожного із показників забруднення, що формують КПН; k_A , k_S , k_W – вагові коефіцієнти для показників забруднення атмосферного повітря, ґрунтів і водойм, відповідно; x_A , x_S , x_W – значення показників геохімічного забруднення атмосферного повітря, ґрунтів і поверхневих вод (у балах), відповідно.

Показники геохімічного забруднення ґрунтів і водойм визначали за допомогою методів експрес-аналізу (зокрема, потенціометрії, кондуктометрії, оптичних методів дослідження, сталагмометрії, денсиметрії і віскозиметрії), а також за допомогою аналітичних визначень, описаних у підрозділі 2.5. Рівні геохімічного забруднення атмосферного повітря і, як наслідок, територій, прилеглих до автодоріг, встановлювали проведенням натурних спостережень за транспортними потоками і за допомогою моделювання полів дисперсії основних інгредієнтів викидів двигунів АТЗ на основі диференціального рівняння турбулентної дифузії.

За допомогою обчислювального експерименту і змодельованих за різних метеорологічних умов полів дисперсії основних інгредієнтів відпрацьованих газів АТЗ у приземному повітряному шарі досліджуваних зон відпочинку встановлювали зміни в їх екологічному стані шляхом оцінювання кратності перевищення максимальних разових гранично допустимих концентрацій ГДК_{м.р.} певних домішок і на цій основі робили висновки щодо рівня екологічної небезпеки досліджуваних територій.

Детально сутність методики побудови полів дисперсії і визначення КПН описано у роботах [97], [100], [217].

Визначення КПН передбачає оцінювання кожного з компонентів природного середовища (атмосферного повітря, ґрунтового покриву та наявності – водойми) за градацією від 1 до 4-х балів, де 1 бал – екологічно прийнятний рівень забруднення території, а 4 бали – екологічно неприйнятний рівень. У такому випадку комплексний показник техногенного навантаження набуває значень $3 \leq \text{КПН} \leq 12$. При цьому залежно від типу діяльності та виду відпочинку людей у досліджуваній зоні, наявного обсягу емпіричних і теоретичних даних тощо КПН може визначатися і без урахування, наприклад, геохімічного забруднення водойми (наприклад, у разі її відсутності на рекреаційній території або якщо вид відпочинку людей не передбачає її серйозного впливу). У такому разі комплексний показник техногенного навантаження набуватиме значень $2 \leq \text{КПН} \leq 8$ [217].

Зважаючи на те, що у межах дослідження забруднення водойм у підсумку не враховувалось, хоча експрес-аналіз водного середовища і проводився, то комплексний показник техногенного навантаження на досліджувані зони відпочинку від впливів автотранспортних потоків визначали за формулою:

$$\text{КПН} = k_A \cdot x_A + k_S \cdot x_S, \quad (4.18\text{в})$$

де k_A і k_S – вагові коефіцієнти для показників геохімічного забруднення, відповідно, повітряного середовища і ґрунтів (зазвичай приймаються такими, що дорівнюють одиниці, але за необхідності можуть бути скореговані врахуванням виду відпочинку і діяльності людей у досліджуваній зоні); x_A і x_S – значення показників геохімічного забруднення, відповідно, повітряного середовища і ґрунтів, бали.

У підрозділі 4.3 за оцінюванням ризику для здоров'я людей від техногенного навантаження показано, що на більшості досліджених зон

відпочинку рівень екологічного ризику є гранично допустимим, однак, для територій поряд із озерами № 14 і № 15 та парком імені Романа Шухевича ризик є неприйнятним для населення. Для порівняння за комплексним показником техногенного навантаження КПН проведено ранжирування досліджуваних зон відпочинку людей (рис. 4.8) [97].

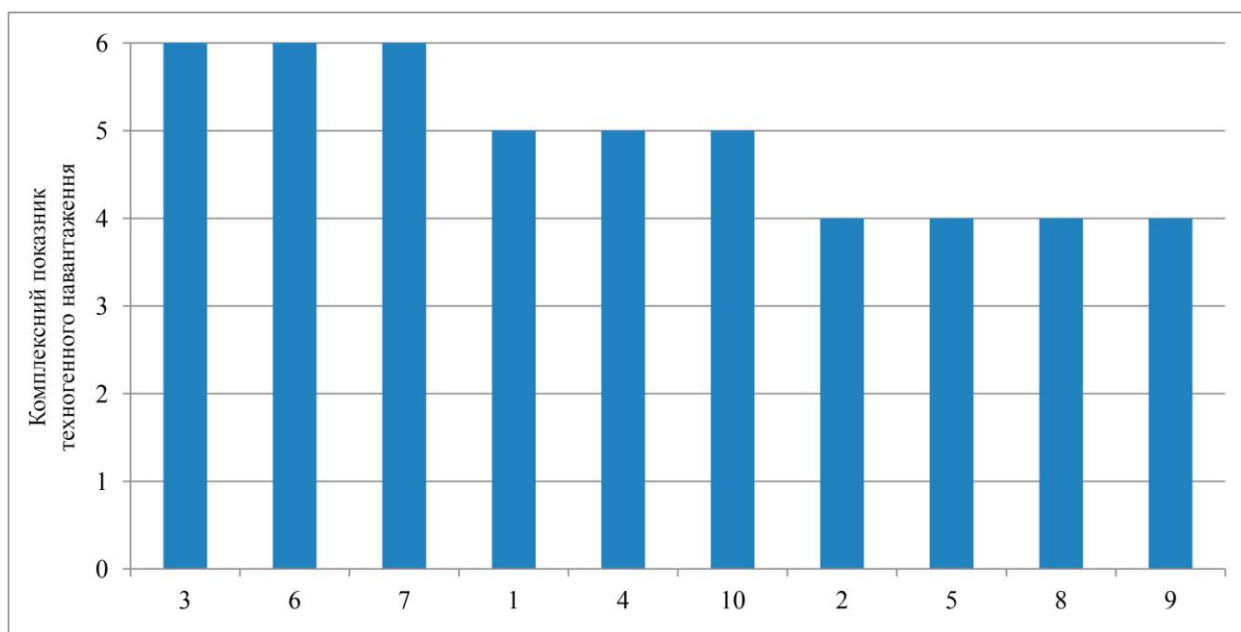


Рисунок 4.8 – Ранжирування досліджуваних зон відпочинку поблизу водних об'єктів (табл. 2.1) за комплексним показником техногенного навантаження (без урахування інгредієнтного забруднення розташованих поряд водойм).

Як видно з рисунку, і за цим показником найбільшому техногенному навантаженню піддаються зони відпочинку поряд з озерами № 15 і № 14, Лебедине і Вирлиця, а також територія поряд з озером у парку імені Романа Шухевича. Ці території за комплексним впливом на ґрунтовий покрив і атмосферне повітря є потенційно екологічно небезпечними з точки зору перебування на них відпочиваючих. Особливо це стосується дітей, які грають на забрудненій території, і дорослих, які відпочивають у кафе (ресторанах), розташованих у безпосередній близькості до дороги, а також для найбільш

вразливих верств населення – пенсіонерів, хворих на хронічні респіраторні захворювання, захворювання серцево-судинної і кровотворної систем.

На території деяких інших зон відпочинку людей, наприклад, на узбережжі Дніпра, а також поряд озерами Гарячка і Прірва, ставком Віта було зафіксовано небезпечне скупчення побутових відходів, продукти розкладу яких, у свою чергу, можуть суттєво впливати на підвищення ризику для здоров'я людей і спричиняти зростання рівня екологічної небезпеки території.

Із використанням програмного продукту Gnuplot та на основі обробки результатів математичного моделювання у середовищі MathCad (підрозділ 4.1) побудовано залежності КПН від двох параметрів – масових викидів забруднювальних речовин двигунами АТЗ (наприклад, оксидів Нітрогену NO_x у перерахунку на NO_2) і мінімальної відстані від дороги, на якій спостерігається екологічно прийнятна концентрація всіх досліджуваних домішок без виключення (немає перевищення їх ГДК_{м.р.}) (рис. 4.10) [97]. Цю відстань було названо екологічно прийнятною або безпечною.

Аналіз візуалізованих на рис. 4.10 залежностей дає змогу спрогнозувати взаємний вплив токсичності викидів автотранспортних потоків і екологічно прийнятної відстані від дороги на геохімічне забруднення міських зон відпочинку, розташованих поблизу автодоріг. Як видно з рисунку, найвищі значення КПН відповідають областям максимальних значень обох незалежних змінних. Аналогічні залежності для інших забруднювачів – інгредієнтів відпрацьованих газів АТЗ наведено на рис. Г.1 і рис. Г.2 (додаток Г).

Таким чином, аналіз наукової літератури, а також власні експериментальні дослідження надали змогу дійти висновку, що для побудови адекватних математичних моделей для прогнозування рівня екологічної небезпеки прилеглих до автотранспортних шляхів рекреаційних територій, потрібні прецизійні моніторингові дані щодо вмісту й обсягів викидів основних забруднювачів довкілля, знання їх фізико-хімічних і

хімічних властивостей, потенційного екотоксикологічного впливу на здоров'я людини, а також дані досліджень щодо часу перебування токсикантів у навколишньому середовищі, можливих перетворень під впливом різноманітних чинників (хімічна, фізико-хімічна і біохімічна трансформації), середній час розвитку цих процесів тощо.

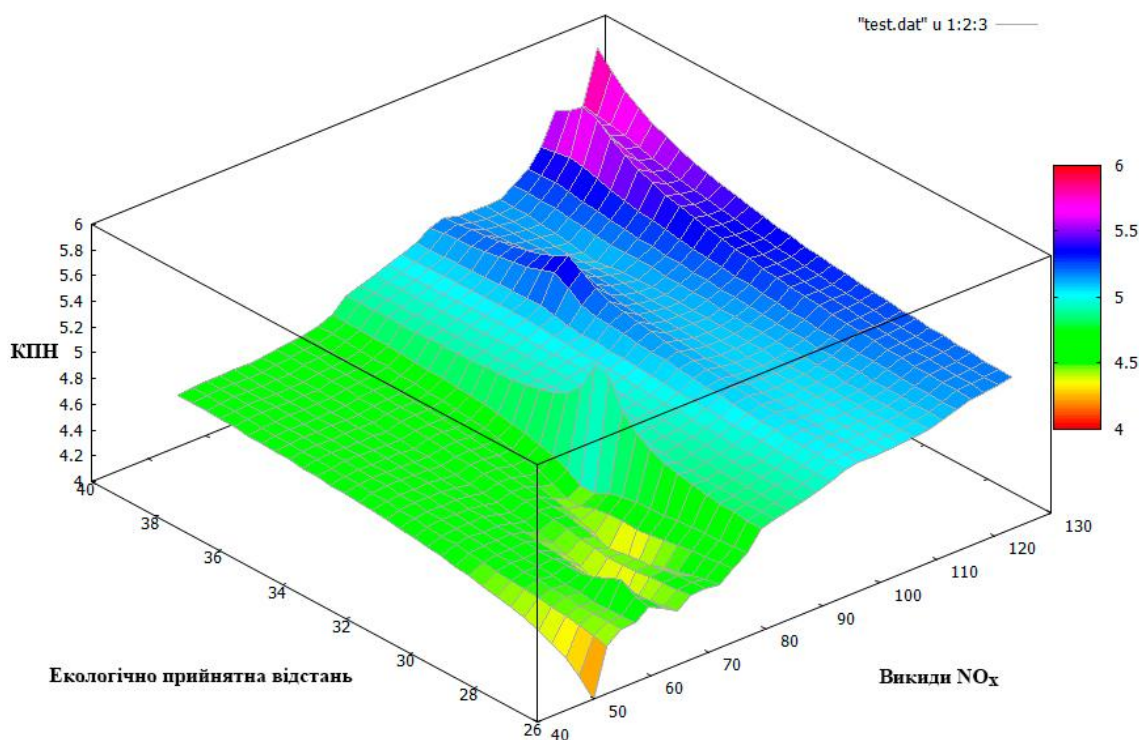


Рисунок 4.10 – Залежність КПН досліджуваних зон відпочинку від масових викидів оксидів Нітрогену NO_x (у перерахунку на NO₂) та мінімальної відстані від дороги, на якій спостерігається екологічно прийнятна концентрація домішок.

Отже, як зазначалось, вивчення обсягів викидів ШР автотранспортними потоками несе важливу екологічну інформацію, особливо для дослідження змін в екологічному стані міських зон відпочинку, розташованих поряд з автодорогами. Проте такий аналіз є досить складним завданням, оскільки, наприклад, виявлені на стаціонарних ПС забруднення компонентів довкілля певними поллютантами, як правило, спричинені комплексною дією і автотранспорту, і стаціонарних джерел забруднення, а також є результатом

не тільки первинного, а й вторинних процесів забруднення. Щодо екологічного стану рекреаційних територій поза межами міста, розташованих поряд з напруженими автомагістралями, то такі спостереження в масштабах країни майже не проводяться. Тому вважаємо за необхідне в системі екологічного моніторингу організувати додаткові дослідження щодо впливу ТП на міські та позаміські території рекреаційного призначення та оцінки ризику для здоров'я людей, які відпочивають на таких територіях.

4.4.2 Розробка науково-практичних рекомендацій щодо зменшення екологічної небезпеки територій рекреаційного призначення. Відомо, що одним з найбільш наочних методів оцінювання змін в екологічному стані міських територій є метод біоіндикації [266], [267]. На попередніх етапах дослідження, зокрема, під час вибору зон відпочинку людей нами було проведено біоіндикаційні дослідження територій м. Києва. Було здійснено оцінку якості міського середовища поблизу водних об'єктів і паркових зон за флуктуаційною асиметрією листових пластин берези повислої. Для збору матеріалу (за наявності тест-об'єктів) було обрано дерева, вік яких та умови зростання, а також розмір листя приблизно однакові. За біоіндикаційними спостереженнями встановлено, що рівень пошкодження листя майже на всіх досліджуваних територіях є незначним, хоча за ступенем асиметрії листя досліджувані території можна охарактеризувати як значно деградовані.

У свою чергу, відомо, що дерева, кущі, трав'янистий покрив тощо не тільки поглинають ШР з атмосферного повітря, а й осаджують їх на листі (наприклад, дрібнодисперсні тверді частинки пилу, інші небезпечні аерозолі тощо). Смуга деревно-чагарникових насаджень шириною (10...14) м знижує концентрацію вуглекислого газу на (40...45) %, а рівень звуку на (2...8) дБ [268] (табл. 4.6). Однак не всі рослини здатні однаково витримувати забруднення довкілля забруднювальними речовинами. Наприклад, ялина і сосна є дуже чутливими до шкідливої дії токсикантів, а трав'янисті рослини і чагарники, як правило, навпаки, виявляються більш стійкими, ніж деревні

породи. Найбільш газостійкими вважаються рослини з родин вербових і жимолостевих.

Таблиця 4.6 – Зниження концентрації забруднювальних речовин різними типами захисних споруд і зеленими насадженнями [268]

Захисні споруди або зелені насадження	Зниження концентрації ШР, %
Один ряд дерев з чагарником висотою до 1,5 м на газоні (3–4) м	10
Два ряди дерев без чагарника на газоні (8–10) м	15
Два ряди дерев з чагарником на газоні (10–12) м	30
Три ряди дерев з 2-ма рядами чагарників на газоні (15–20) м.	40
Чотири ряди дерев з чагарником висотою 1,5 м на газоні (25–30) м.	50
Суцільні екрани, стіни будинків висотою більше за 5 м від рівня проїжджої частини дороги	70
Ґрунтові насипи, відкоси при прокладенні дороги у виїмці при різниці відміток від 2-х до 3-х м	50
Ґрунтові насипи, відкоси при прокладенні дороги у виїмці при різниці відміток від 3-х до 5-ти м	60
Ґрунтові насипи, відкоси при прокладенні дороги у виїмці при різниці відміток більше 5 м	70

Проте, повноцінно функціонувати як санітарно-гігієнічні екрани урбанізованих територій рослини можуть тільки за умов їх нормального розвитку. Отже, терміном "газостійкість" характеризують здатність рослин витримувати значні концентрації токсикантів, зберігаючи при цьому життєздатність і декоративну привабливість, що під час озеленення міст є дуже важливим [225]. На стан, зовнішній вигляд і розвиток насаджень впливають не тільки стан ґрунтового покриву, якість ґрунтових вод, забрудненість атмосферного повітря, а й кліматичні умови в місті (в тому

числі й мікроклімат певного району), а також багато інших факторів (наприклад, кислотність атмосферних опадів). І особливо, як відомо, від надмірного забруднення довкілля страждають рослини, розташовані поблизу напружених автодоріг і промислових підприємств. Потрапляння поверхневого стоку з дорожнього полотна і мостів у ґрунтові води і поверхневі водойми також суттєво збільшує ризики для здоров'я населення від впливу автотранспорту.

Таким чином, серед основних рекомендацій щодо підвищення рівня екологічної безпеки міських зон відпочинку варто відзначити такі:

- удосконалення законодавчої бази з охорони міських територій рекреаційного призначення, створення механізмів ефективного управління ними при розумному співвідношенні екологічних і економічних інтересів, але з пріоритетом заходів у сфері захисту довкілля і збереження здоров'я людей. Для цього передбачити неперервну систему підготовки, перепідготовки й підвищення кваліфікації (у тому числі й шляхом/за рахунок післядипломної освіти) кадрів для представників адміністрації, керівників підприємств, членів громадських організацій тощо;

- удосконалення системи екологічного моніторингу територій рекреаційного призначення шляхом упровадження методів експрес-контролю якості компонентів навколишнього середовища (за допомогою потенціометрії, кондуктометрії, оптичних методів, сталагмометрії, денсиметрії та віскозиметрії, а також аналітичних визначень), створення екологічних паспортів для зон відпочинку людей, банку даних щодо екологічного стану ґрунтів і водних об'єктів на рекреаційних територіях;

- створення системи транспортно-екологічного моніторингу з метою недопущення "брудних", токсичних АТЗ на вулиці міста; перерозподіл транспортних потоків таким чином, щоб зменшити шкідливий вплив викидів ДВЗ на міські зони відпочинку людей;

- проведення екологічного зонування територій рекреаційного призначення за екологічними критеріями з використанням як індикатора

запропонованого нами коефіцієнта техногенного навантаження на основі емпіричних даних і просторового моделювання полів дисперсії забруднювачів;

– мінімізація стихійно виникаючих зон відпочинку, де, як правило, екологічна обстановка є напруженою. Це зумовлено тим, що не тільки автомобільна дорога є основним забруднювачем атмосферного повітря, ґрунтів і водойм (за наявності) на цих територіях, але й відпочиваючі створюють додаткові ризики для здоров'я через утворення стихійних звалищ побутових відходів, неконтрольовані парковки, мийки машин тощо;

– побудова об'їзних доріг або обмеження (повністю, в певні дні або в певні інтервали часу) руху окремих типів АТЗ дорогами, що розташовані поряд з зонами відпочинку людей;

– обладнання території захисними спорудами, в тому числі й "зеленими екранами", серед яких найбільш ефективними у всі пори року вважаємо насадження з двох рядів чагарників висотою (2...3) м.

– проведення відповідними державними структурами, засобами масової інформації тощо роз'яснювальної і просвітницької роботи екологічного спрямування; інформування населення, у тому числі й дітей молодшого віку, школярів, студентів тощо про екологічні ризики, які можуть розвинути під час перебування на забруднених територіях рекреаційного призначення, тобто створити багаторівневу систему розповсюдження екологічної інформації і екологічних знань;

– рекомендувати населенню, яке відпочиває на певних міських територіях, а також поза містом, дотримуватися культури і не залишати на місці свого відпочинку побутові й техногенні відходи; посилити адміністративну відповідальність за викидання відходів у несанкціонованих місцях і недотримання вимог чинного законодавства;

– проведення аерації приземного шару атмосферного повітря шляхом організації на сучасному рівні поливу вулиць і газонів, побудови фонтанів, зокрема, за відсутності водних об'єктів у зоні відпочинку;

– розвиток громадського контролю у сфері озеленення, організації й благоустрою міських зон відпочинку. Під час проєктування нових мікрорайонів, побудови житлових комплексів тощо організовувати спеціальні, екологічно безпечні, зони відпочинку людей (сквери, парки, території поряд зі штучними і природними водоймами тощо) з урахуванням не тільки будівельних і санітарних державних норм і нормативів, а й екологічних вимог;

– передбачити розвиток альтернативних видів пересування людей, зокрема, організація велосипедних доріжок, застосування самокатів;

– рекомендувати відповідним державним структурам і органам місцевого самоврядування розглянути можливості залучення інвестицій для вирішення проблем рекреації населення на території міста (або у найближчих позаміських умовах).

Окрім вказаних рекомендацій актуальними залишаються й традиційні заходи – вдосконалення конструкції двигунів і АТЗ, перехід на використання електротранспорту та на зріджений природний газ, підвищення якості МП, у тому числі й за методом фізико-хімічного регулювання; підвищення міцності й якості дорожнього полотна, вдосконалення транспортної логістики й організації дорожнього руху. Одним з найважливіших чинників, який значно впливає на рівень токсичності й обсяги викидів ШР, є технічний стан АТЗ. Отже, заміна застарілого міського автопарку, у тому числі й приватного, на екологічно сприйнятливі автомобілі надасть змогу позбавитися від викидів забруднювачів (або зменшити їх концентрацію) і, як наслідок, зменшити рівень екологічної небезпеки міського середовища, запобігти утворенню фотохімічного смогу, скоротити ризики для здоров'я населення. У зв'язку з екологічною компанією у країнах ЄС щодо зменшення забруднення довкілля, спричиненого викидами дизельного автотранспорту, у табл. Б.3 (додаток Б) наведено вимоги до якості дизельного пального екологічних класів Євро 3...Євро 5 (специфікація EN 590).

Таким чином, у роботі розроблено й обґрунтовано наукові засади і рекомендації з удосконалення системи екологічного моніторингу з метою підвищення екологічної безпеки міських зон відпочинку на основі застосування методів експрес-аналізу компонентів довкілля, прогнозування за допомогою математичних моделей полів дисперсії інгредієнтів викидів АТЗ (з урахуванням кліматичних і метеорологічних умов, орографії місцевості тощо) та застосування комплексного показника техногенного навантаження, який враховує тип діяльності та вид відпочинку людей. Одержані результати можуть бути використані при проектуванні нових автодоріг і зон відпочинку, плануванні та реконструкції міських рекреаційних зон, організації дорожнього руху тощо.

Висновки до четвертого розділу

1. Обґрунтовано доцільність застосування комплексного показника техногенного навантаження, який враховує тип діяльності і вид відпочинку людей як індикатору рівня екологічної небезпеки прилеглих до автодоріг зон відпочинку.

2. З'ясовано, що адекватно процес дисперсії шкідливих домішок у приземному шарі повітряного простору описується диференціальним рівнянням турбулентної дифузії, яке потребує чисельних або аналітичних розв'язків. Під час побудови математичних моделей використано факельну модель М. Є. Берлянда в інтерпретації В. О. Холоднова. На мові програмування C++ створено комп'ютерну програму для розрахунку коефіцієнтів турбулентної дифузії домішок за різних температур, за допомогою якої у середовищі MathCad змодельовано поля дисперсії основних забруднювачів викидів АТЗ (чадного газу CO, оксидів Нітрогену NO_x (у перерахунку на NO₂), дрібнодисперсних частинок пилу PM) у приземному шарі атмосферного повітря за різних метеорологічних умов.

3. За обчислювальним експериментом встановлено екологічне навантаження на приземний простір з боку викидів автотранспортних потоків за різних вітрових режимів; визначено найнебезпечніші для досліджуваних зон відпочинку напрямки і швидкості вітру. Досліджено закономірності дисперсії і локального небезпечного концентрування поліутантів, встановлено мінімальні відстані від дороги, на яких спостерігаються екологічно прийнятні концентрації шкідливих домішок.

4. За емпіричними даними і даними моніторингових досліджень оцінювали неканцерогенний ризик для здоров'я людей, відпочиваючих на досліджуваних рекреаційних територіях і встановлювали рівень екологічної небезпеки зон відпочинку; проводили порівняння з запропонованим нами у якості індикатора екологічної небезпеки зон відпочинку комплексним показником техногенного навантаження.

5. Встановлено, що на більшості досліджених зон відпочинку рівень ризику для здоров'я населення є гранично допустимим, однак для 3-го і 10-го об'єктів (території поряд із озерами № 14 і № 15 та парком імені Романа Шухевича) ризик є неприйнятним для населення.

6. Розроблено й обґрунтовано наукові рекомендації з удосконалення системи екологічного моніторингу та управління екологічною безпекою міських зон відпочинку на основі застосування експрес-аналізу компонентів довкілля, прогнозування за допомогою математичних моделей дисперсії інгредієнтів викидів АТЗ з урахуванням кліматичних і метеорологічних умов, орографії місцевості тощо та застосування комплексного показника техногенного навантаження, який враховує тип діяльності та вид відпочинку людей.

Результати аналізу за четвертим розділом висвітлено у працях №№ 2, 4, 6, 7, 8, 10, 17, 20, 21, 22, 23, 24, 25, 26, 27 (додаток А).

ВИСНОВКИ

Дисертація є закінченою науковою роботою, в якій запропоновано рішення актуального науково-прикладного завдання забезпечення прийняттого рівня екологічної безпеки міських рекреаційних територій і об'єктів, прилеглих до автодоріг; удосконалення системи екологічного моніторингу за допомогою математичного моделювання і комплексного оцінювання рівня змін екологічного стану залежно від типу діяльності та виду відпочинку людей.

Основні наукові і практичні результати є такими:

1. Встановлено, що основний недолік існуючих підходів до оцінювання екологічного стану міських територій, у тому числі й рекреаційного призначення, це відсутність комплексного підходу в системі управління їх екологічною безпекою, що призводить до зниження рівня екологічної безпеки міських рекреаційних зон і водних об'єктів, особливо таких, що розташовані поряд з автодорогами. Визначено основні існуючі й потенційні ризики для екологічної стабільності й безпеки міських зон відпочинку (паркових зон, територій поряд з природними і штучними водоймами, зелених зон тощо), здоров'я населення тощо.

2. Запропоновано й обґрунтовано методологію комплексного оцінювання екологічного стану міських рекреаційних зон і водних об'єктів, розташованих поряд з автодорогами, на основі експрес-аналізу за потенціометричним, кондуктометричним, денсиметричним, віскозиметричним, сталагмометричним і оптичними методами аналізу ґрунтових витяжок, атмосферних опадів, проб води тощо. Обґрунтовано доцільність застосування комплексного показника техногенного навантаження як індикатора екологічної небезпеки зон відпочинку, що дозволило залежно від типу діяльності та виду відпочинку людей встановити небезпечні для здоров'я населення зони, оцінити екологічний ризик та створити наукове підґрунтя для управління їх екологічною безпекою.

3. Досліджено кислотно-сольове забруднення ґрунтового і снігового покривів, а також забруднення зон відпочинку, розташованих поряд з автодорогами, важкими металами і поверхнево-активними речовинами. На певних ділянках, наприклад, у зонах відпочинку поблизу скверу імені Василя Стуса та парку "Нивки" встановлено суттєве порушення кислотно-основної рівноваги, а також наявність значного сольового забруднення території, особливо навесні після танення снігу. Це спричинено, в основному, використанням протижелезних засобів узимку, високими рівнями завантаженості доріг у цю пору року, а також роторною перевалкою снігу на придорожні ґрунти.

Якісним аналізом встановлено наявність у деяких пробах ґрунту і води іонів таких важких металів, як Цинк, Кадмій, Плюмбум (перший клас небезпеки) та Купрум (другий клас небезпеки), концентрації яких значно зростають у весняну пору року. Іонів Меркурію у досліджуваних пробах не виявлено; у жодній з проб не було встановлено радіаційного забруднення. Через потрапляння нафтопродуктів і синтетичних миючих засобів у ґрунти й поверхневі води спостерігалась суттєва зміна поверхневого натягу природних розчинів (зокрема, у зонах відпочинку поряд з озерами № 14 і № 15 (Брест-Литовське шосе), Райдужним (вул. Райдужна), а також біля ставу Віта (вул. Садова)).

4. Вдосконалено систему екологічного моніторингу міських зон відпочинку комплексним застосуванням експрес-аналізу і збору даних за денсиметричним, віскозиметричним, сталагмометричним, потенціометричним, кондуктометричним і оптичними методами, а також використанням методів аналітичних визначень, математичного моделювання і розрахунку комплексного показника техногенного навантаження від викидів АТЗ. Це надало змогу підвищити надійність і прецизійність одержаної екологічної інформації і на цій основі встановити екологічний стан досліджених територій, виявити зони найбільш високого екотоксикологічного впливу на відпочиваючих в залежності від типу їх

діяльності та виду відпочинку, розробити заходи з підвищення екологічної безпеки міських рекреаційних територій.

За критеріальним підходом розроблено методику розрахунку комплексного показника техногенного навантаження з боку викидів автотранспортних потоків, який містить такі вагові складові, як показник кислотно-сольового забруднення (грунту, снігового покриву, водойм тощо), забруднення важкими металами, поверхнево-активними і радіоактивними речовинами (за наявності) тощо. На відміну від ресурсо- і часозатратних досліджень, запропонований показник надає змогу оцінити рівень змін екологічного стану зони відпочинку, розташованої поряд з автодорогою, і врахувати тип діяльності та вид відпочинку людей.

5. Оцінено неканцерогенний екологічний ризик досліджуваних зон відпочинку та на його основі встановлено рівень їх екологічної небезпеки. З'ясовано, що на більшості досліджуваних рекреаційних територій рівень екологічного ризику є гранично допустимим, проте для територій відпочинку поряд із озерами № 14 і № 15 та поряд з парком імені Романа Шухевича екологічний ризик є неприйнятним для населення ($1,42 \cdot 10^{-3}$ та $1,36 \cdot 10^{-3}$, відповідно). Це спричинено тим, що, по-перше, зазначені об'єкти оточені дорогами з високою інтенсивністю автотранспортних потоків, а, по-друге, поряд з ними розташовано декілька небезпечних в екологічному сенсі об'єктів автотранспортної інфраструктури. Наприклад, парк імені Романа Шухевича має відносно невелику площу, з усіх сторін оточений напруженими автодорогами, а поблизу до нього розташовано автозаправочний комплекс і автомийку.

Встановлено, що результати розрахунку екологічного ризику досліджуваних рекреаційних зон добре корелюють із результатами розрахунку комплексного показника техногенного навантаження від автотранспортного забруднення, а, отже, запропонований показник може бути застосований як індикатор рівня змін екологічного стану міських рекреаційних територій.

6. За методом математичного моделювання (факельна модель) у програмному середовищі MathCad побудовано поля дисперсії шкідливих домішок відпрацьованих газів автомобілів. За допомогою обчислювального експерименту встановлено рівні змін екологічного стану приземного простору і зон відпочинку людей за різних метеорологічних умов; визначено найнебезпечніші для досліджуваних територій напрямки і швидкості вітру, а також мінімальні відстані від дороги, на яких спостерігаються екологічно прийнятні концентрації шкідливих домішок – чадного газу CO, оксидів Нітрогену NO_x (у перерахунку на NO_2) і дрібнодисперсних твердих частинок РМ.

Встановлено залежності змін в екологічному стані приземного простору досліджуваних територій (за комплексним показником техногенного навантаження) від інтенсивності автотранспортних потоків і мінімальних безпечних відстаней від дороги, що дозволило виявити значущий (перевірений за критерієм Стюдента) статистичний зв'язок між зазначеними характеристиками і встановити визначальний вплив інтенсивності руху АТЗ на екологічний стан досліджуваних зон відпочинку людей.

7. Науково обґрунтовано і розроблено комплекс рекомендацій з удосконалення системи екологічного моніторингу міських зон відпочинку, реалізації практичних заходів з мінімізації їх екологічної небезпеки на основі застосування методів експрес-аналізу, аналітичних визначень, прогнозування розсіювання шкідливих домішок за методом математичного моделювання, розрахунку комплексного показника техногенного навантаження як індикатора змін екологічного стану досліджуваних рекреаційних зон. Це дало змогу врахувати кислотно-основне і сольове забруднення територій, забруднення важкими металами, поверхнево-активними і радіоактивними речовинами, а також тип діяльності і вид відпочинку людей.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Адаменко Я. О. Методи прийняття рішень при виборі альтернатив у процедурі оцінки впливів на довкілля. *Науково-технічний журнал*. 2018. № 2 (18). С. 83–93.
2. Дослідження стану забруднення атмосферного повітря в умовах змін сучасної забудови населених міст / В. С. Бахарєв та ін. *Екологічна безпека*. 2012. № 1 (13). С. 43–47.
3. Екологічний аудит: світовий досвід і вітчизняні реалії / Бондар О., Білявський Г., Саталкін Ю., Пилипчук М. *Вісн. НАН України*. 2011. № 4. С. 42–51.
4. Лисиченко Г. В., Забулонов Ю. Л., Хміль Г. А. Природний, техногенний та екологічний ризики: аналіз, оцінка, управління : монографія. Київ : Наукова думка, 2008. 542 с.
5. Іванюта С. П., Качинський А. Б. Екологічна та природно-техногенна безпека України: регіональний вимір загроз і ризиків : монографія. Київ : Нац. ін-т стратегічних досліджень, 2012. 306 с.
6. Качинський А. Б. Екологічна безпека України : системний аналіз перспектив покращення : монографія. URL: <http://www.niss.gov.ua/book/Kachin/index.htm> (дата звернення: 11.07.2019).
7. Попович Н. П., Мальований М. С., Попович В. В. Підвищення регіональної екологічної безпеки шляхом удосконалення логістичної системи поводження з відходами. *Екологічні науки*. 2018. № 1 (20), т. 2. С. 11–14.
8. Матейчик В. П., Никонович С. О., Сапожник Ю. В. Оцінка рівня забруднення атмосферного повітря транспортними потоками. *Вісник Нац. транспортного ун-ту*. 2013. № 27. С. 78–83.
9. Машков О. А., Мамчур Ю. В., Жукаускас С. В. Методологія протидії екологічним загрозам, ризикам та екологічному тероризму: системний підхід. *Науковий часопис Академії національної безпеки*. 2018. № 3–4 (19–20). С. 8–31.

10. Bondarchuk O., Petruk V., Tsvenko O. Ecological safety of visual perception of natural and artificial environment. *Екологічні науки: науково-практичний журнал*. 2016. № 12–13. С. 58–64.
11. Петрук Р. В., Петрук Г. Д., Костюк В. В. Аналіз методів оцінки екологічних ризиків впливів небезпечних речовин. *Екологічні науки: науковопрактичний журнал*. 2019. № 1 (24). С. 160–164.
12. Шмандій В. М., Пляцук Д. Л., Гурець Л. Л. Алгоритм розрахунку техногенного навантаження від викидів забруднюючих речовин в атмосферу. *Науковий журнал «Science Rise»*. 2015. № 2, т. 5. С. 43–48.
13. Погребенник В. Д., Романюк А. В. Комп'ютерні вимірювально-інформаційні системи для оперативного екологічного моніторингу водного середовища : монографія. Львів : Вид-во Львівської політехніки, 2013. 160 с.
14. Машков О. А., Фролов В. Ф., Жукаускас С. В., Нігородова С. А. Системне застосування методів дистанційного моніторингу екологічного та технічного стану водних техноекосистем. *Екологічні науки: науково-практичний журнал*. 2019. № 2. С. 28–39. DOI: 10.32846/2306-9716-2019-2-25-5.
15. Екологізація транспортної системи за принципами сталого розвитку / В. О. Хрутьба та ін. *Вісник Нац. транспортного ун-ту*. 2017. Вип. 2 (38). С. 221–230.
16. Шмандій В. М., Касімов О. М., Кучук А. М. Сучасні методи контролю забруднення атмосферного повітря при управлінні техногенною безпекою на регіональному рівні. Харків : КДПУ, 2001. 136 с.
17. Eastwood P. Particulate emissions from vehicles. Chichester : John Wiley & Sons Ltd., 2008. 513 p. DOI : 10.1002/9780470986516.
18. Juric V., Zupanovic D. Ecological Impacts of Diesel Engine Emissions. *PROMET – Traffic&Transportation*. 2012. v. 24, issue 2. DOI: 10.7307/ptt.v24i2.287.
19. Merkisz J., Pielecha J., Radzimirsky S. New trends in emission control in the European Union. Springer tracts on transportation and traffic [v. 4]. London : Springer Int. Publ. Switzerland, 2014. 175 p. DOI : 10.1007/978-3-319-02705-0.

20. Resitoglu I. A., Altinisik K., Keskin A. The pollutant emissions from diesel-engine vehicles and exhaust aftertreatment systems. *Clean Technologies and Environmental Policy*. 2014. Issue 1, v. 17. P. 15–27. DOI: 10.1007/s10098-014-0793-9.

21. Транспортна екологія: Метод.-інформац. матер. до самост. вивч. дисц. та викон. індив. завдань [для студ. напряму підготовки 6.070101 Транспортні технології (за видами транспорту)] / А. В. Павличенко та ін. Д. : Нац. гірничий ун-т, 2012. 39 с.

22. Транспортна стратегія України на період до 2020 року. Схвалена Розпорядженням Кабінету Міністрів України від 20.10.2010 р. № 2174. URL: <http://zakon4.rada.gov.ua/laws/show/2174-2010-%D1%80> (дата звернення: 11.08.2018).

23. Лямцев О. В. Організаційно-економічний інструментарій управління екологізбалансованим розвитком автотранспортного комплексу : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. екон. наук : 08.00.06. Суми, 2012. 20 с.

24. Бутенко О. С., Охарєв В. О. Механізм визначення кількісних характеристик рівня концентрації забруднюючих речовин викидами автомобільного транспорту. *Екологічна безпека та природокористування: збірн. наук. праць*. 2009. Вип. 3. С. 14–33. URL: <http://dspace.nbuv.gov.ua/handle/123456789/19359> (дата звернення: 11.03.2019).

25. Токмиленко О. Фіскальні методи регулювання викидів CO₂ автотранспортом в Україні : доповідь. Нац. екол. центр України. URL: www.nescu.org.ua (дата звернення: 10.03.2019).

26. Гутаревич Ю. Ф., Зеркалов Д. В., Говорун А. Г. Екологія та автомобільний транспорт : навч. посіб. Київ : Арістей, 2006. 292 с.

27. Расчетный мониторинг распространения выбросов автомобильного транспорта в крупном промышленном городе / Гольдфейн М. Д., Кожевников Н. В., Кожевникова Н. И., Фетисова Н. А. *Успехи современного естествознания*. 2006. № 4. С. 35–36. URL: www.rae.ru/use/?section=content&op=show_article&article_id=4168 (дата звернення: 10.03.2019).

28. Никифорок О. І. Удосконалення системи екологічного управління – шлях до стійких транспортних систем. Сталий розвиток та екологічна безпека суспільства в економічних трансформаціях : Матер. Третьої Всеукр. наук.-практ. конф., 15–16 верес. 2011 р. Бахчисарай : НДІ сталого розвитку та природокористування, ДУ "Ін-т економіки природокористування та сталого розвитку НАН України", Кримський екон. ін-т ДВНЗ "КНЕУ ім. Вадима Гетьмана", 2011. С. 190–192.

29. European Commission. Climate Action. *European Commission* : веб-сайт. URL: http://ec.europa.eu/clima/policies/2030/documentation_en.htm (дата звернення: 01.02.2018).

30. Кофанова О. В., Кофанов О. Є. Заходи з поліпшення екологічних характеристик моторного палива. *Науково-технічна інформація*. 2015. № 2 (64). С. 53–58.

31. Кофанова О. В., Борисов О. О. Вплив модуляції фізико-хімічних властивостей моторних палив на покращення екологічних та експлуатаційних характеристик автотранспортних засобів. *Енергетика. Екологія. Людина* : тези доповідей ІХ міжнар. наук.-техн. конф., 25–26 трав. 2017 р. Київ : КПІ ім. Ігоря Сікорського, 2017. С. 38–41.

32. Згуровский М. З., Статюха Г. О. Основы устойчивого развития общества: курс лекций в 2 ч. К. : НТУУ "КПИ", 2010. Ч. 1. 464 с.

33. Сучасні способи підвищення екологічної безпеки експлуатації енергетичних установок : монографія / С. О. Вамболь, О. П. Строков, В. В. Вамболь, О. М. Кондратенко. Харків : НУЦЗУ, 2015. 212 с.

34. Украинский автопарк начал стареть. *Информационно-аналитическая группа AUTO-Consulting* : веб-сайт. URL: <http://www.autoconsulting.ua/news.php?catid=16> (дата звернення: 11.12.2018).

35. Статистичні дані по галузі автомобільного транспорту. *Міністерство інфраструктури України* : веб-сайт. URL: <https://mtu.gov.ua/content/statistichni-dani-po-galuzi-avtomobilnogo-transportu.html> (дата звернення: 17.12.2018).

36. Kofanova O., Kofanov O. Analysis of the theoretical and practical aspects of water pollution caused by motor transport. *Water Security : monograph*; [при підтримці Британської Ради в межах Міжнародного проекту "Інтернаціоналізація вищої освіти"]. Mykolaiv : PMBSNU–Bristol :UWE, 2016. 308 p. P. 562–565.

37. Кофанова О. В., Кофанов О. Є. Валеологічні аспекти заміни вуглеводневого дизельного палива на біодизель. *Зб. наук. праць Вінницького нац. аграр. ун-ту. Серія: Технічні науки*. 2015. №1(89). С. 144–148.

38. Жилин Д. М. Химия окружающей среды [Електронний ресурс] / Д. М. Жилин; под ред. Е. В. Батаевой. М., 2013. 144 с. URL: dezhil.name/pubs/Zhilin-choss-hlinks.pdf.

39. Марченко В. С. Методика оценки чрезвычайного локального загрязнения оксидами азота приземной воздушной среды вблизи автодорог : автореф. дис. на соискание ученой степени канд. техн. наук : спец. : 05.26.02. СПб., 2015. 21 с.

40. Торская М. С. Нитрозоамины и нитриты в мясных продуктах, способы их снижения и контроля : автореф. дис. на соискание учен. степени канд. биол. наук : спец. : 16.00.06 ветеринарная санитария и экология. М., 2000. 25 с.

41. Руководство по геронтологии и гериатрии : в 4-х томах; т. 2. Введение в клиническую гериатрию; под ред. В. Н. Ярыгина, А. С. Меленсьева. М. : ГЭОТАР-Медиа, 2010. 784 с.

42. Громова Е. Н. Комбинированное влияние фенола и формальдегида в воздухе жилых помещений на клинико-иммунологические параметры организма человека : автореф. дис. на соиск. ученой степени канд. мед. наук. : спец. : 14.00.36 аллергология и иммунология. Челябинск, 2007. 22 с.

43. Кіптенко Є. М., Козленко Т. В. Вплив метеорологічних умов на забруднення повітря у промислових містах України. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. 2007. т. 13. С. 208–215.

44. Методика розрахунку викидів забруднюючих речовин та парникових газів у повітря від транспортних засобів. Наказ Державного комітету статистики України № 452 від 13.11.2008. вебсайт : URL: http://uazakon.com/documents/date_3a/pg_gmcywc/index.htm (дата звернення: 07.11.2018).

45. ГСТУ 218-02071168-096-2003. Охорона навколишнього середовища. Автомобільні дороги загального користування. Оцінка та прогнозування екологічного стану доріг та виробничих баз. Видання офіційне. Державна служба автомобільних доріг України (Укравтодор). Київ, 2003. 48 с.

46. Матейчик В. П., Никонович С. О. Розробка методики визначення витрат палива та масових викидів забруднюючих речовин транспортним потоком. *Вісник Нац. транспортного ун-ту*. К. : НТУ. 2011. № 24 (2). С. 93–99.

47. КД 52.9.4.01-09 Охорона природи. Атмосфера. Методичні вказівки щодо прогнозування метеорологічних умов формування рівнів забруднення повітря в містах України. Видання офіційне; Державна гідрометеорологічна служба. К., 2010. 78 с.

48. Методика определения выбросов автотранспорта для проведения сводных расчетов загрязнения атмосферы городов. СПб., 2010. 15 с. / Фирма "Интеграл"; от 20.10.16. вебсайт : URL: <http://forum.integral.ru/viewtopic.php?f=64&t=16815> (дата звернення: 02.03.2019).

49. М 218-02070915-694:2011 Оцінювання інгредієнтного і параметричного забруднення придорожного середовища системою "транспортний потік–дорога". [К. : НТУ, 2011; дата прийняття 01.01.2011 р.]. вебсайт : URL: http://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page?id_doc=27916 (дата звернення: 02.03.2019).

50. Численное моделирование распространения загрязнения в окружающей среде / М. З. Згуровский, В. В. Скопецкий, В. К. Хрущ, Н. Н. Беляев. К. : Наукова думка, 1997. 367 с.

51. Оленьков В. Д. Учет ветрового режима городской застройки при градостроительном планировании с использованием технологий компьютерного моделирования. *Вестник ЮУрГУ. Сер. "Строительство и архитектура"*. 2017. т. 17. № 4. С. 21–27. DOI: 10.14529/build170403.

52. Жданов А. Д. Математическое и информационное обеспечение систем экологического мониторинга на транспорте 05.13.01 / Автореф. дис. М. : 2006. 24 с.

53. Бойко В. В., Пляцук Л. Д. Визначення коефіцієнту вертикального турбулентного обміну при моделюванні розсіювання забруднюючих речовин в атмосфері. Зб. наук. статей III-го Всеукр. з'їзду екологів з міжнародною участю. Вінниця, 2011. т. 2. С. 570–573. URL: <http://eco.com.ua> (дата звернення: 12.10.2018).

54. Dorokhov O., Kharitonenko G., Dorokhova L. Methods and models of atmospheric air condition's assessment. *Montenegrin J. of Ecology*. 2014. v. 1, N 1. P. 47–52.

55. Бызова Н. Л., Гаргер Е. К., Иванов В. Н. Экспериментальные исследования атмосферной диффузии и расчеты рассеяния примеси. Л. : Гидрометеиздат, 1991. 279 с.

56. Чернявский С. А. Исследование трансформации химических примесей в атмосфере и оценка экологического риска как условие повышения информативности системы мониторинга : дис. на соискание ученой степени канд. техн. наук : спец. : 05.11.13 приборы и методы контроля природной среды, веществ, материалов и изделий. М., 2015. 136 с.

57. Прогноз уровня загрязнения атмосферного воздуха в зоне влияния городских автомагистралей / Н. Н. Беляев, Т. И. Русакова, В. Е. Колесник, А. В. Павличенко. *Науковий вісник Нац. гірничого ун-ту*. 2016. № 1. С. 90–97.

58. Методика расчета концентраций в атмосферном воздухе вредных веществ, содержащихся в выбросах предприятий : ОНД-86. Л. : Гидрометеиздат, 1987. 94 с. (Нормативный документ).

59. РД 52.04.306-92 Охрана природы. Атмосфера. Руководство по прогнозу загрязнения воздуха (взамен Методических указаний по прогнозу загрязнения воздуха в городах и РД 52.04.78-86). М. : Росгидромет. 1992. 70 с.

60. Методы расчетов рассеивания выбросов вредных (загрязняющих) веществ в атмосферном воздухе. М. : Мин-во природных ресурсов и экологии РФ, 2017. 109 с.

61. Шевченко О. Г. Оцінка та прогнозування сучасного стану забруднення атмосферного повітря у м. Києві : дис. на здобуття наукового ступеня канд. геогр. наук : спец. : 11.00.09 метеорологія, кліматологія, агрометеорологія. Київ. нац. ун-т ім. Тараса Шевченка. К., 2009. 229 с.

62. Сніжко С. І., Шевченко О. Г. Урбометеорологічні аспекти забруднення атмосферного повітря великого міста : монографія. К. : Вид-во географічної літератури "Обрії", 2011. 297 с.

63. Берлянд М. Е. Современные проблемы атмосферной диффузии и загрязнения атмосферы. Л. : Гидрометеиздат, 1975. 448 с.

64. Берлянд М. Е. Прогноз и регулирование загрязнения атмосферы. Л. : Гидрометеиздат, 1985. 272 с.

65. Методические указания по расчету осредненных за длительный период концентраций выбрасываемых в атмосферу вредных веществ : Приложение к ОНД-86. С-Пб : ГГО им. А.И. Воейкова, 2005. 38 с. (Общепорядковый документ).

66. Степаненко С. Н., Волошин В. Г. Эйлерова K-GDM модель расчета концентрации в атмосферном воздухе вредных веществ, содержащихся в выбросах промышленных предприятий. *Український гідрометеорологічний журнал*. 2009. № 5. С. 5–14.

67. Лоева И. Д. Статистические методы анализа, прогноза и оптимального планирования уровня загрязнения атмосферы большого города : автореф. дис. на соискание ученой степени доктора геогр. наук : спец. : 11.00.09 – метеорология, климатология, агрометеорология. Одесса, 1991. 37 с.

68. Лоева И. Д., Тимощук М. О. Відносний вклад викидів окремих підприємств у формування поля забруднення атмосфери міста. *Український гідрометеорологічний журнал*. 2013. № 13. С. 18–23.

69. Беликов Д. А. Параллельная реализация математической модели атмосферной диффузии для исследования распределения первичных и вторичных

загрязнителей воздуха над урбанизированной территорией : дис. на соискание ученой степени канд. физ-мат. наук. Томск : ТГУ, 2006. 177 с.

70. Кіптенко Є. М., Козленко Т. В. Прогнозування рівнів високого забруднення атмосферного повітря у містах України. *Наук. праці УкрНДГМІ*. 2002. Вип. 250. С. 288–297.

71. Кіптенко Є. М., Козленко Т. В. Методика короткострокового прогнозу забруднення атмосферного повітря для міста Києва. *Наукові праці УкрНДГМІ*. 2016. Вип. 269. С. 138–150.

72. Стан забруднення атмосферного повітря над територією України / М. П. Баштаннік, Н. С. Жемера, Є. М. Кіптенко, Т. В. Козленко. *Наукові праці УкрНДГМІ*. 2014. Вип. 266. С. 70–93.

73. Затула В. И. Метеорологический режим и загрязнение воздуха в больших городах Украины (на примере Киева) : дис. на соискание ученой степени канд. геогр. наук : спец. : 11.00.09. К., 1992. 199 с.

74. Раменский Л. А. О результатах исследования загрязнения атмосферы сернистым газом в промышленном городе. *Труды УкрНИИ Госкомгидромета*. 1982. Вып. 188. С. 83–85.

75. Внукова Н. В., Желновач Г. М., Подгорна Т. В. Оцінка автомобільної дороги з точки зору її екологічної безпеки. *Вестник Харьковського нац. автомобільно-дорожного ун-та : сб. науч. тр. X. : ХНАДУ*, 2010. Вып. 48. С. 108–111.

76. Внукова Н. В., Желновач Г. М. Вибір екологічно значимих параметрів автотранспортних систем для оцінки екологічної небезпеки придорожного простору. *Екологічна безпека*. Кременчук : КрНУ, 2011. № 2 (12). С. 119–123.

77. Пляцук Л. Д., Васькін Р. А., Васькіна І. В. Моделювання поширення викидів від автотранспорту у селітебних територіях міст. *Екологічна безпека*. Кременчук : КрНУ ім. М. Остроградського, 2011. № 2 (12). С. 36–38.

78. Оцінка викидів шкідливих речовин від автотранспортних засобів / Л. Д. Пляцук, Р. А. Васькін, В. О. Соляник, І. В. Васькіна. *Екологічна безпека*. Кременчук : КрНУ ім. М. Остроградського, 2011. № 2 (12). С. 116–118.

79. Степанчук О. В. Методи створення і ведення транспортно-екологічного моніторингу в крупних і найкрупніших містах (на прикладі м. Києва) : дис. на здобуття наукового ступеня канд. техн. наук; спец. : 05.23.20. К., 2004. 241 с.

80. Клименко О. А., Тарабан С. М. Управління якістю атмосферного повітря за допомогою європейської системи THOR-AIR-PAS. *Автомобільний транспорт*. 2015. № 3 (245). С. 2–4.

81. APPETISE (IST-99-11764) Air Pollution Episodes : Modelling tools for improved smog management. Anglia Polytechnic University, Cambridge, UK, 2001. 23 p.

82. Air pollution dispersion within urban street canyons / O. V. Taseiko, S. V. Mikhailuta, A. Pitt, A. A. Lezhenin et al. *Atmospheric Environment*. 2009. № 43. P. 245–252.

83. Modelling Traffic Pollution in Streets / Berkowicz R., Hertel O., Larsen S. E., Sorensen N. N. et al. Ministry of Environment and Energy, National Environmental Research Institute, 1997. 49 p.

84. Berkowicz R. A. Simple Model for Urban Background Pollution. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2000. v. 65. P. 259–267.

85. Донченко В. В., Рузский. А. В. Методические указания по расчёту выброса загрязняющих веществ транспортным потоком на городской магистрали. М. : МАДИ, 2013. 20 с.

86. Методы расчета выбросов от автотранспорта и результаты их применения / Донченко В. В., Кунин Ю. И., Рузский А. В., Виженский В. А. *Журнал автомобильных инженеров*. 2014. № 3 (86). С. 44–51.

87. Наказ Міністерства охорони здоров'я України № 184 від 13.04.2007 р. Про затвердження методичних рекомендацій "Оцінка ризику для здоров'я населення від забруднення атмосферного повітря". вебсайт : URL: <https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/v0184282-07#Text> (дата звернення 28.05.2020 р.).

88. Матейчик В. П., Вайганг Г. О., Римарук К. В. До вибору ГІС-програм візуалізації рівня забруднення автомобільних доріг. *Вістник Нац. транспортного ун-ту*. К. : НТУ 2013. Вип. 27. С. 125–130.

89. Сучасні геоінформаційні технології для управління територіальним розвитком регіону / С. М. Андреев, С. І. Березіна, С. А. Загородня, В. В. Радчук та ін. *Геоінформатика*. 2012. Вип. 2 (42). С. 51–59.

90. Information Technology in Environmental Monitoring for Territorial System Ecological Assessment / O. Trofymchuk, D. Kreta, M. Myrontsov, V. Okhariev, V. Shumeiko, S. Zagorodnia. *J. Environ. Sci. and Engineering*. 2015. A 4. P. 79–84.

91. Борисов О. О., Кофанова О. В. Геоінформаційні системи в оцінці впливів компонентів міської інфраструктури на довкілля. *Новітні технології сучасного суспільства (НТСС-2019)* : наук.-практ. конф., 12 груд. 2019 р. Чернігів : ЧНТУ, 2019. С. 90–91.

92. Борисов А. А. Токсикологическое воздействие выбросов автомобильного транспорта на окружающую среду и здоровье человека. Сборник материалов 72-й студенческой науч.-техн. конф., 20–28 квіт. 2016 р. Мінськ : БНТУ, 2016. С. 128–132.

93. Борисов О. О. Аналіз негативного впливу автотранспортних потоків на прилеглі території та здоров'я людини. *Сталий розвиток країни в рамках Європейської інтеграції* : Тези Всеукр. наук.-практ. конф., 27 жовт. 2016 р. Житомир : ЖДТУ, 2016. С. 15.

94. Борисов О. О. Аналіз шляхів поліпшення екологічного стану територій, порушених під впливом автотранспортних потоків. *Архітектура та екологія* : Матеріали VIII Міжнар. наук.-практ. конф., 31 жовт.–1 листоп. 2016 р. К. : НАУ, 2016. С. 49–51.

95. Борисов О. О., Кофанова О. В. Альтернативне пальне для екологізації автотранспортного комплексу. *Екологічна безпека: сучасні проблеми та пропозиції* : Зб. наук. праць Всеукр. наук.-практ. конф., 21 квіт. 2017 р., т. 2. Харків, Київ : Інтерсервіс, 2017. С. 251–255.

96. Борисов О. О. Хімічні та фізико-хімічні перетворення шкідливих речовин викидів автотранспорту у довкіллі. *Ресурсозбереження і екологічна безпека* : Міжнар. наук.-техн. конф., 8 груд. 2016 р. Київ : НТУУ "КПІ", 2016. С. 4–6.

97. Борисов О. О., Кофанова О. В. Потенціометрія, кондуктометрія і рефрактометрія як методи експрес-контролю якості ґрунтів і поверхневих вод у зонах відпочинку людей. *Науковий вісник ТДАТУ*. 2019. № 9 (1). URL : <http://oj.tsatu.edu.ua/index.php/visnik/article/view/231/215> (дата звернення : 21.05.2020). DOI: 10.31388/2220-8674-2019-1-44.

98. *Центральна геофізична обсерваторія імені Бориса Срезневського*: вебсайт: URL: <http://cgo-sreznevskiy.kiev.ua> (дата звернення: 19.02.2019).

99. ЦЕНЗОР.НЕТ вебсайт : URL: <http://sensor.net.ua/n41623>. (дата звернення: 19.02.2019).

100. Кофанова Е. В., Борисов А. А., Евтеєва Л. И. Рассеивание вредных веществ в придорожном воздушном пространстве вблизи водных объектов г. Киева. *Горная механика и машиностроение*. 2018. № 2. С. 31–38.

101. Snazzy Maps. Build a Map. вебсайт : URL: <https://snazzymaps.com/build-a-map>. (дата звернення 05.05.2018).

102. United space in Europe. Overview. ESA : веб-сайт. URL: https://www.esa.int/Applications/Observing_the_Earth/Copernicus/Overview3 (дата звернення: 29.07.2019).

103. ДКА та Європейська Комісія підписали угоду про співробітництво в рамках програми "Copernicus". *Державне космічне агентство України* : веб-сайт. URL: <http://www.nkau.gov.ua/ua/news/main-themes/1197-dka-ta-yeuropeiska-komisiia-pidpysaly-uhodu-pro-spivrobitnytstvo-v-ramkakh-prohramy-copernicus> (дата звернення: 17.08.2019).

104. Cloud API for satellite imagery. *SENTINEL Hub by SINERGISE* : веб-сайт. URL: <https://www.sentinel-hub.com> (дата звернення: 14.08.2019).

105. EO Browser. *SENTINEL Hub* : веб-сайт. URL: <https://apps.sentinel-hub.com/eo-browser> (дата звернення: 16.07.2019).

106. *SciHub* : веб-сайт. URL: [https://scihub.copernicus.eu/dhus/odata/v1/Products\('67079043-48fd-4777-8030-a18efdeaacea'\)/\\$value](https://scihub.copernicus.eu/dhus/odata/v1/Products('67079043-48fd-4777-8030-a18efdeaacea')/$value) (дата звернення: 21.07.2019).

107. Борисов О. О. Геоекологічна оцінка ризику кислотно-сольового забруднення приміагістральних ділянок педосфери (на прикладі міста Києва). *Техніка, енергетика, транспорт АПК*. 2016. № 4(96). С. 41–48.

108. Екологія людини:[метод. реком. до лаб. робіт для студ. напряму підготов. 6.040106 "Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування"]; О.В. Кофанова. К. : НТУУ "КПІ", 2010. URL: <http://library.ntu-kpi.kiev.ua:8080/handle/123456789/608> (дата звернення 12.02 2020 р.)

109. Институт биотехнологии, пищевой и химической инженерии АлтГТУ. Аналитическая химия. Титриметрический и гравиметрический анализ, комплексонометрическое и окислительно-восстановительное титрование. вебсайт : URL: <http://www.chem-astu.ru/chair/study/anchem/index.html> (дата звернення: 21.07.2019).

110. Методика определения выбросов автотранспорта для проведения сводных расчетов загрязнения атмосферы городов. М. : Госкомитет РФ по охране окружающей среды, 1999. 15 с.

111. Методика расчета выбросов загрязняющих веществ передвижными источниками. Донецк : УкрНТЭК, 1999. 107 с.

112. Микроэлементозы человека: этиология, классификация, органопатология / А. П. Авцын, А. А. Жаворонков, М. А. Риш и др. М. : Медицина, 1991. 496 с.

113. Тимошенко М. М., Мінчук Г. Я. Робочий зошит з питань радіаційного контролю. К. : ВАІТЕ, 2013. 52 с.

114. Крышев А. И., Бадальян К. Д., Сазыкина Т. Г., Крышев И. И. Оценка допустимого содержания радионуклидов в почве по уровням радиационного риска для населения с учетом целей землепользования. *Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин*. Вып. 8. Екатеринбург, 2006. С. 174–195.

115. Барановская Н. В. Закономерности накопления и распределения химических элементов в организмах природных и природно-антропогенных экосистем : автореф. дис. ... докт. биол. наук. Томск, 2011. 46 с.

116. Рихванов Л. П., Арбузов С. И., Барановская Н. В. и др. Радиоактивные элементы в окружающей среде. *Известия Томского политехнического ун-та*. 2007. т. 311, № 1. С. 128–136.

117. Вернадский В. И. Избранные сочинения : в 5 т. М. : Изд-во АН СССР, 1954. т. 1. Очерки геохимии. 624 с.
118. Ковалевский А. Л., Ковалевская О. М. Биогеохимия урановых месторождений и методические основы их поисков. Новосибирск : Гео, 2010. 362 с.
119. Reimann C., Caritat de P. Chemical Elements in the Environment. Factsheets for the Geochemist and Environmental Scientist. Berlin, Heidelberg : Springer Verlag. 398 p.
120. Сапожников Ю. А., Алиев Р. А., Калмыков С. Н. Радиоактивность окружающей среды. Теория и практика. М. : БИНОМ, 2006. 286 с.
121. Практикум "Основы радиохимии и радиоэкологии"; под ред. М. И. Афанасова. М. : Химический ф-т МГУ им. М. В. Ломоносова, 2008. 90 с.
122. Измерение фоновых значений ионизирующих излучений на территории и в помещениях УЛГТУ и расчет защиты из различных материалов : Лабораторная работа № 4 : метод. указ. для студ. всех спец.; сост. В. А. Цветков. 2-е изд. Ульяновск: УЛГТУ, 2005. 39 с.
123. Сазыкина Т. Г., Крышев И. И. К вопросу об оптимизации радиационного мониторинга окружающей среды на основе методологии анализа риска. *Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин*. Вып. 13. 2010. С. 33–52.
124. Техногенные системы и экологический риск: учеб.-методич. пособ.; сост. Чибисова Н. В. Калининград : Изд-во РГУ им. И. Канта. 2007. 51 с.
125. ICRU Report 65. Quantities, units and terms in radioecology. *J. ICRU*. 2002. vol. 1, 2.
126. Sediment distribution coefficients and concentration factors for biota in the marine environment, Technical Reports Series. *IAEA*. No 422. Vienna, 2004.
127. Rikhvanov L.P. Radioelements in a surrounding medium and radioecology problems: manual. Tomsk : STT, 2009. 430 p.
128. Борисов О. О., Кофанова О. В. Комплексний аналіз геохімічного стану придорожніх територій великого міста. *Вісник Нац. техніч. ун-ту "ХПІ"*. Сер. : Нові рішення в сучасних технологіях. Х : НТУ "ХПІ". 2017. № 32 (1254).

C. 91–97. DOI:10.20998/2413-4295.2017.32.15.

129. Борисов А. А. Опасность изменения кислотно-солевого баланса городских приавтомагистральных почв. *Электроэнергетика, гидроэнергетика, надежность и безопасность* : Матер. Республиканской науч.-практ. конф., 24 груд. 2016 р. Душанбе : Промекспо, 2016. С. 290–293.

130. Килимник А. Б. Физическая химия : учеб. пособ. Тамбов: Изд-во Тамб. гос. техн. ун-та, 2008. 108 с.

131. Hem J D. *Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water*. 2-nd ed. *Geological Survey Water Supply Paper* 1473. United States Government Printing Office. Washington, 1970. 363 p.

132. Лобойченко В. М. Закономірності зміни мінералізації водних витяжок розораних ґрунтів Лозівського району Харківської області. *Вісник Львівського державного університету безпеки життєдіяльності*. 2015. № 12. С 67–76.

133. Якість води. Відбирання проб. Частина 4. Настанови щодо відбирання проб з природних та штучних озер ДСТУ ISO 5667-4-2003 (ISO 5667-4:1987, IDT) . К. : Держспоживстандарт, 2003 11 с.

134. Дворкин В. И. Метрология и обеспечение качества количественного химического анализа. М. : Химия, 2001. 263 с.

135. Юнкеров В. И., Григорьев С. Г. Математика-статистическая обработка данных медицинских исследований. СПб. : ВМедА, 2002. 266 с.

136. Уваров Г. И., Голеусов П. В. Практикум по почвоведению с основами бонитировки почв. Белгород : Изд-во Белгор. гос. ун-та, 2004. 140 с.

137. Иоффе Б. В. Рефрактометрические методы анализа в химии. Л. : Химия, 1983. 352 с.

138. Стороженко И. П., Тиманюк В. А, Животова Е. Н. Методы рефрактометрии и поляриметрии. Х. : Изд-во НФаУ, 2012. 64 с.

139. Васильев В. П. Аналитическая химия. Физико-химические методы анализа. М. : Дрофа, 2004. 384 с.

140. Нефть и нефтепродукты. Методы определения плотности : ГОСТ 3900 : 85. ГОСТ 3900 : 85. (Чинний від 1987-01-01]. М. : Изд-во стандартов, 1991. 36 с.

141. Поверхневі явища та дисперсні системи : метод. вказівки до викон. лабораторних робіт [для студ. напряму підготов. 6.051301 "Хімічна технологія" усіх форм навч.]; уклад. : І. О. Ренський, М. Є. Пономарьов, О. С. Бережницька, Г. А. Рудницька К. : НТУУ "КПІ", 2012. 84 с.

142. Системный анализ и принятие решений. Компьютерное моделирование и оптимизация объектов химической технологии в Mathcad и Excel : учеб. пособ. / В. А. Холоднов, В. П. Решетиловский, М. Ю. Лебедева, Е. С. Боровинская. СПб :СПбГТИ (ТУ), 2007. 425 с.

143. Гайдар С. М. Планирование и анализ эксперимента : учебник. М. : Изд-во ФГБНУ "Росинформагротех", 2015. 548 с.

144. Сухарева М. М. Технические средства и технологии локализации и ликвидации техногенного воздействия на придорожные грунты города Санкт-Петербург: 25.00.36/ Автореф. дис. М. М. Сухарева. Спб.: 2009.- 22с.

145. Игнатъев И.А. Значение Земельного Кодекса в законодательной деятельности по регулированию экологических отношений. *Экологическое право*. 2003. №1. С. 32-40.

146. Птюшкин А.Н. Комплексное геоэкологическое исследование загрязнения трассы строящейся кольцевой автомобильной дороги вокруг Санкт-Петербурга: 25.00.36 / Автореф. дис. Спб.: 2007. 24 с.

147. Павлова Е. И. Экология транспорта. М. : Транспорт, 2000. 248 с.

148. Добровольский Г. В., Никитин Е. Д. Экологические функции почвы. М. : Изд. МГУ, 1986.

149. Зырин Н. Г., Обухов А. И., Малахов С. Г. и др. Научные основы разработки предельно допустимых количеств металлов в почвах; В сб. *Доклады симпозиума VII съезда ВОП*. Ташкент. 1985. С. 276–281.

150. Исидоров В. А. Введение в химическую экотоксикологию. СПб. : Химиздат, 1999. 144 с.

151. Исидоров В. А. Экологическая химия СПб. : Химиздат, 2001. 303 с.

152. Обухов А.И., Бабаева И.П., Гринт А.В. [та ін.] Научные основы разработки ПДК тяжелых металлов в окружающей среде. М. : Изд. МГУ, 1980. С. 20–28.
153. Black S. A., Kronis H. Fertility and toxicity of chemical sewage sludge. *International Conference. On Land for waste management*. Ottawa, Canada, Ed. Mrs. S. Toulinson, 1973.
154. Воробьева Л. А., Рудакова Т. А., Лобанова Е. В. Элементы прогноза уровня концентраций тяжелых металлов в почвенных растворах по диаграммам растворимости; В кн. Тяжелые металлы в окружающей среде. М. : Изд. МГУ, 1980. С.28-34.
155. Аржанова В. С., Елпатьевский П. В. Геохимия ландшафтов и техногенез. М. : Наука, 1990. 195 с.
156. Глазовская М. А. Критерии классификации почв по опасности загрязнения свинцом. *Почвоведение*. 1994. № 4. С. 110–120.
157. Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. М. : Мир, 1989. 436 с.
158. Панфилов А. А. Влияние сезонных условий на загрязнение почвы при эксплуатации автомобилей 05.22.10 / Автореф. дис. А. А. Панфилов Тюмень, :2006. 42 с.
159. Хватов В. Ф. Научные основы методов и средств контроля экологического состояния автотранспорта и его воздействия на окружающую среду 05.11.13 / Автореф. дис. В. Ф. Хватов. Спб., 2007. 42 с.
160. Химия загрязняющих веществ и экология : монография / Венигорова В. Н., Макридин Н. И., Соколова Ю. А., Максимова И. Н. М. : Палеотип, 2005. 240 с.
161. Теоретические и прикладные аспекты интродукции растений как перспективного направления развития науки и народного хозяйства / Яковлев А. П., Сидорович Е.А., Арабей Н.М. [та ін.]. *Матер. Междунар. науч. конф., посвящ. 75-летию со дня образования ЦБС НАН Беларуси* / НАН Беларуси, ЦБС. Минск: Эдит ВВ, 2007. т. 2. С. 185–187.
162. Борисов О. О. Еколого-економічний ризик сольового забруднення і деградації ґрунтів великого міста. *Творчий пошук молоді – курс на*

ефективність : тези доповідей VIII Міжнар. наук.-теор. інтернет-конф. молодих учених, аспірантів, студентів, 21 берез. 2017 р. Хмельницький : ХКТЕІ, 2017. С. 22–25. URL : <http://www.xktei.km.ua/files/tp.pdf> (дата звернення : 01.06.2020).

163. Борисов О. О., Назарова Т. М. Хімічні аспекти сольового та кислотного забруднення придорожніх ґрунтів. *Політ. Сучасні проблеми науки. Екологічна безпека* : XVII міжнар. наук-практ. конф. молодих учених і студентів, 4–7 квітня 2017 р. Київ : НАУ, 2017. С. 93.

164. Степура В. С., Белятинський А. О., Кужель Н. В. Основи експлуатації автомобільних доріг і аеродромів : навч. посіб. К.: НАУ, 2013. 204 с.

165. Венецианов Е. В., Кочарян А. Г. *Тяжелые металлы в природных водах*. М. : ИВП РАН, 1994. С. 299–326.

166. Федоров А. А., Казиев Г. З., Казакова Г. Д.. *Методы анализа объектов природной среды*. практич. руководство для студ. пед. ун-тов. М. : Прометей, 2002. 56 с.

167. Антипов М. А., Голицын М. С. Подвижные формы тяжелых металлов в почвах и грунтах зоны аэрации. *Геоэкологические исследования и охрана недр: обзор*. М. : ООО "Геоинформцентр", 2002. 64 с.

168. Бачурин Б.А. Оценка техногенно-минеральных образований горного производства как источников эмиссии тяжелых металлов. *Textarchive.ru*. URL: <http://textarchive.ru/c-2572061.html/> (дата звернення 15.03.2019 р.).

169. Рабош І. О., Кофанова О. В., Підгорний А. В. Вивчення забруднення урбаноземів об'єктами автотранспортного комплексу. *Енергетика: економіка, технології, екологія*. 2018. № 2. С. 133–142.

170. Якість ґрунту. Визначення вмісту рухомих сполук кадмію в ґрунті в буферній амонійно-ацетатній витяжці з рН 4,8 методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії : ДСТУ 4770.3:2007. [Чинний від 2009-01-01]. К.: Держспоживстандарт України, 2007. 24 с. (Національний стандарт України).

171. Якість ґрунту. Визначення вмісту рухомих сполук міді в ґрунті в буферній амонійно-ацетатній витяжці з рН 4,8 методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії: ДСТУ 4770.6:2007. [Чинний від 2009-01-01]. К. : Держспоживстандарт України, 2007. 24 с. (Національний стандарт України).

172. Якість ґрунту. Визначення вмісту рухомих сполук свинцю в ґрунті в буферній амонійно-ацетатній витяжці з рН 4,8 методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії : ДСТУ 4770.9:2007. [Чинний від 2009-01-01]. К. : Держспоживстандарт України, 2007. 24 с . (Національний стандарт України).

173. Якість ґрунту. Визначення вмісту рухомих сполук цинку в ґрунті в буферній амонійно-ацетатній витяжці з рН 4,8 методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії : ДСТУ 4770.2:2007. [Чинний від 2009-01-01]. К. : Держспоживстандарт України, 2007. 24 с. (Національний стандарт України).

174. Лактіонов М. І., Дегтярьов В. В., Шелар І. А. *Лабораторний практикум з ґрунтознавства*. Харків, 1998. 117 с.

175. Понизовский А. А., Пампура Т. В. Применение метода потенциометрического титрования для характеристики буферной способности почв *Почвоведение*. 1993. № 3. С. 106–112.

176. Санитарные нормы допустимых концентраций (ПДК) химических веществ в почве. Утвержд. 30.10.1987 г. №4433-87. вебсайт: URL: <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/v4433400-87> (12.12.18). (дата звернення 3.04.2020 р.).

177. Фоновий вміст мікроелементів у ґрунтах України / [наук редкол. : Фатєєв А. І., Пащенко Я. В., Балюк С. А. та ін.]; за ред. А. І. Фатєєва, Я. В. Пащенко. Х. : 13 друкарня, 2003. 117 с.

178. Борисов О. О., Кофанова О. В. Проблеми вторинної міграції хімічних елементів – інгредієнтів викидів автотранспортних засобів на придорожніх рекреаційних територіях міст // *Екологічні науки*. 2019. Вип. 1 (924). т. 1. С. 17–21.

179. Дину М. И. Влияние функциональных особенностей гумусовых веществ на процессы комплексообразования с ионами металлов (модельные

эксперименты и расчеты) : автореф. дис. на соискание ученой степени канд. хим. наук. М., 2012. 15 с.

180. Хабаров, В. А. Комплексная геоэкологическая оценка урбанизированных территорий в условиях техногенеза: Дис. на соискания учен. степени д-ра геогр. наук : 25.00.36. М., 2003. 570 с.

181. Seung-Myung Park, Beom-Keun Seo, Gangwoong Lee, Sung-Hyun Kahng and Yu Woon Jang. Chemical Composition of Water Soluble Inorganic Species in Precipitation at Shihwa Basin, Korea. *Atmosphere*. 2015. № 6. P. 732–750.

182. Опаловский А. А. Планета Земля глазами химика. М. : Наука, 1990. 224 с. (Сер. Наука и технический прогресс).

183. Феценко В. П. Раціональне використання та відновлення водних ресурсів : монографія; за заг.ред. В. П. Феценка. Житомир : Вид-во ЖДУ ім. І. Франка, 2016. 250 с.

184. Кириллов Н. Г. Природный газ как моторное топливо. *Нефть. Газ. Промышленность*. 2006. № 2. С. 40–65.

185. Курбацкая Л. И., Курбацкий А. Ф. Мезомасштабная численная модель городского острова тепла в устойчиво стратифицированной окружающей среде. *Интерэкспо Гео-Сибирь*. Сибирский гос. ун-т геосистем и технологий, Новосибирск. 2015. т. 4. № 1. С. 165–169.

186. Клімат України; за ред. В. М. Ліпінського, В. А. Дячука, В. М. Бабіченко. К. : Вид-во Раєвського, 2003. 344 с.

187. Абрамовський Є. Р., Карплюк В. І., Переметчик М. М. Атмосфера великих міст. Дніпропетровськ : Наука і освіта, 2011. 350 с.

188. Безуглая Э. Ю. Метеорологический потенциал и климатические особенности загрязнения воздуха. Л. : Гидрометеиздат, 1980. 184 с.

189. Степаненко С. Н., Власова Е. Л. Классификация метеорологических условий распространения и рассеивания примеси над Украиной. *Метеорологія, кліматологія та гідрологія*. 2001. Вип. 43. С. 3–14.

190. Кліматичний кадастр України / упорядн. : О. О. Косовець, М. М. Кульбіда, Л. А. Гейко [та ін.]. 80 min/700 Mb. К. : Державна гідрометеорологічна служба, УкрНДГМІ, Центр. геофіз. обсерваторія, 2013.

1 електрон. опт. диск (CD-ROM). 12 см. Систем. вимоги : Pentium-266; 32 Мб. RAM; CD-ROM Windows 98/2000/NT/XP. Назва з контейнера.

191. Погода и Климат. Климат Киева. вебсайт: URL: <http://www.pogodaiklimat.ru/climate/33345.htm> (дата звернення 20.03.2020 р.).

192. Клімат Києва; за ред. В. І. Осадчого, О. О. Косовця, В. М. Бабіченко. К. : Ніка-Центр, 2010. 320 с.

193. Маренко А. Н., Семенова А. П., Козленко Т. В. О характеристике условий рассеяния примесей по данным о турбулентном обмене на территории Украины. *Труды УкрНИГМИ*. 1991. Вып. 241. С. 24–33.

194. Безуглая Э. Ю., Берлянд М. Е. Климатологические характеристики условий распространения примесей в атмосфере : справоч. пособ. Л. : Гидрометеоиздат, 1983. 328 с.

195. Статистичний щорічник м. Києва за 2016 рік. Головне управління статистики у м. Києві. Київ : ТОВ "Вид-во "Консультант", 2017. 432 с.

196. Климат в мире. вебсайт: URL: Режим доступу : <http://www.pogodaiklimat.ru/climate/33345.htm> (дата звернення 19.03.2020 р.).

197. Паращук Е. М., Коваль В. Н., Прокопенко М. Н. Результаты моделирования распространения выбросов автотранспорта на ограниченной территории города. *Экологические системы и приборы*. 2007. № 3. С. 56–59.

198. Левицкая О. С. Модель движения загрязненных воздушных мас с учетом орографии подстилающей поверхности. *Безопасность деятельности человека Продукты, которые вас убивают!* вебсайт: URL: <http://kk.convdocs.org/docs/index-193225.html?page=11> (дата звернення 12.03.2020 р.).

199. Комаров Ю. Я., Федотов В. Н., Колесников С. В. Технология очистки городских автомагистралей от вредных выбросов транспортных потоков. *Экологические системы и приборы*. 2004. № 11. С. 21–24.

200. Прищепов О. Ф., Левицька О. С. Оцінка стану забруднення атмосферного повітря оксидом вуглецю на автомагістралях міста Миколаєва *Наукові праці : наук.-методич. журнал*. т. 77. Вип. 64. Техногенна безпека. Миколаїв : Вид-во МДГУ ім. Петра Могили, 2008. С. 70–74.

201. Марчук Г. И. Математическое моделирование в проблеме окружающей среды. М. : Наука. 1982.
202. Бакуліч О. О., Олійник Р. В., Самойленко Є. С. Потенційна екологічна небезпека вуличних каньйонів міста. *Вісник Нац. транспортного ун-ту*. 2015. Вип. 1 (31). С. 18–26.
203. Медников Е. П. Турбулентный перенос и осаждение аэрозолей. М. : Наука. 1980. 176 с.
204. Борисов О. О., Кофанов О. Є. Екологічне навантаження з боку автотранспортних потоків на придорожні території рекреаційного призначення // *Енергетика : економіка, технології, екологія*. 2018. № 4. С. 124–133.
205. Центральна геофізична обсерваторія імені Бориса Срезневського. Про стан забруднення навколишнього природного середовища у м. Києві і Київській області у березні 2018 р. Атмосферне повітря. вебсайт: URL: http://cgo-sreznevskiy.kiev.ua/index.php?fn=k_zabrud&f=kyiv (дата звернення 14.04.2018 р.).
206. Елементи сучасної урбоекології : навч. посіб. / О. Запорожець, Я. Мовчан, В. Гавриленко, Р. Гаврилюк [та ін.]. К. : НАУ, 2015. 265 с. вебсайт: URL: <http://er.nau.edu.ua:8080/handle/NAU/27087> (дата звернення 12.03.2020 р.).
207. Берлянд М. Е. О методах определения фонового загрязнения атмосферы в городах / [М. Е. Берлянд, Э. Ю. Безуглая, Е. Л. Генихович [та ін.]. *Труды ГГО им. А. И. Воейкова*. Л. : Гидрометеиздат, 1984. Вып. 479. С. 17–30.
208. Руководство по контролю загрязнения атмосферы РД 52.04.186-89. М. : Гидрометеиздат, 1989. 1084 с.
209. Roadway proximity and risk of sudden cardiac death in women. *Circulation*. / Hart J. E, Chiuve S. E, Laden F, Albert C. M. *PubMed PMID*. 2014. N 130(17). P. 1474-1482.
210. Effect modification of long-term air pollution exposures and the risk of incident cardiovascular disease in US women / Hart J. E., Puett R.C., Rexrode K.M., Albert C.M., Laden F. *J. of the Amer. Heart Ass.* 2015. N 4(12): pii: e002301. PubMed PMID: 26607712. PubMed Central PMCID:PMC4845261.

211. Борисов О. О. Геоекологічні аспекти розповсюдження забруднювачів на придорожніх територіях великих міст. *Перспективи розвитку гірничої справи та раціонального використання природних ресурсів*: Тези IV Всеукр. наук.-практ. конф. студентів, аспірантів та молодих вчених, 12–13 квіт. 2017 р. Житомир: ЖДТУ, 2017. С. 6–8.

212. Kofanov O., Vasylykevych O., Kofanova O., Zozul'ov O., Kholkovsky Yu, Khrutba V., Borysov O., Bobryshov O. Mitigation of the environmental risks resulting from diesel vehicle operation at the mining industry enterprisesю *Mining of Mineral Deposits*. 2020. 14(2). С. 110–118. DOI: 10.33271/mining14.02.110.

213. Кофанова О. В., Борисов О. О. Новітній підхід до моделювання шкідливого впливу автомобільного транспорту на довкілля. *Проблеми інноваційного розвитку та інформаційного суспільства*: матер. V Міжнар. форуму, 20–21 жовт. 2016 р., у 2-х частинах, ч. 1. К.: УкрІНТЕІ, 2016. С. 129–134.

214. Борисов О. О., Кофанова О. В. Розподіл концентрації забруднювачів відпрацьованих газів автотранспортних засобів у приземному шарі повітря. *Енергетика. Екологія. Людина*: Збірник наук. праць X наук.-техн. конф. інституту енергозбереження та енергоменеджменту. Київ: КПІ ім. Ігоря Сікорського, 2018. С. 377–381.

215. Борисов О. О., Кофанов О. Є., Кофанова О. В. Моделювання забруднення міських рекреаційних територій, що прилягають до автодоріг. *Управлінські, правові та економічні аспекти забезпечення безпеки життєдіяльності населення і територій*: Матеріали Всеукр. наук.-практ. конф. молодих вчених, курсантів та студентів. Львів: ЛДУ БЖД, 2019. С. 10–13.

216. Борисов О. О., Кофанова О. В. Просторово-територіальне забруднення міських зон відпочинку. *Зелене будівництво*: Матеріали I Міжнар. наук.-практ. конф., 12–13 листоп. 2019 р. Київ, Миколаїв: КНУБА, 2019. С. 53–55.

217. Борисов О. О., Кофанова О. В. Інтегральний показник геохімічного забруднення міських рекреаційних зон внаслідок автотранспортного

навантаження. *Енергетика : економіка, технології, екологія*. 2019. № 1. С. 117–129.

218. Борисов А. А., Кофанова Е. В. Оценка экологического состояния придорожных водных объектов методом математического моделирования. *Актуальні проблеми енергетики та екології : Матеріали XVII Всеукр. наук.-техн. конф., 26–29 верес. 2018 р. Одеса : ОНАХТ, 2018. С. 37–38.*

219. Borysov O., Kofanova O. Assessment of the automobile pollution influence on urban roadside territories and surface waters. *Водопостачання та водовідведення: проектування, будова, експлуатація, моніторинг : Матеріали 3-ї міжнар. наук.-практ. конф., 23–25 жовт. 2019 р. Львів : Видавництво Львівської політехніки, 2019. С. 12–13.*

220. Maslins D. V., Maslins V. D. Hygienical estimation of risk of violation of health of population of industrial city from influence of factors of environment. *Hygiene and sanitation*. 2007. № 5. P. 32–34.

221. Мукашева М. А., Суржигов Д. В., Голиков Р. А., Кислицына В. В. Анализ ущерба для здоровья населения промышленного центра от загрязнения окружающей среды *Вестник Карагандинского университета. Серия: биология. медицина. география* 2012. № 3 (67). С. 51–58. URI: <http://rep.ksu.kz:80//handle/data/5144>.

222. Борисов О. О. Геохімічне забруднення придорожніх ґрунтів та поверхневих вод. *Безпека людини у сучасних умовах : Зб. наук. статей та матеріалів IX-ї міжнар. наук.-метод. конф. та 121-ї міжнар. конф. EAS, 7–8 груд. 2017 р. Харків : НТУ "ХП", 2017. С. 139–144.*

223. Герещун, Г. М., Масікевич Ю. Г. Аналіз ризикоформуючих факторів атмосферних опадів м. Чернівці. *Екологічна безпека*. 2013. № 2/(16). С. 40–43.

224. Голдофская Л. Ф. Химия окружающей среды. 3-е изд. М. : Мир: Бином. Лаборатория знаний, 2008. 295 с.

225. Кубышкина, Е. Н. Практикум по геоэкологии и природопользованию : учеб.-метод. материалы. Казань: Казанский ун-т, 2014. 62 с.

226. Борисов О. О., Кофанова О. В. Ризики впливу автотранспортних потоків на стан міського повітряного середовища. *Енергетика. Екологія. Людина* : Збірник наук. праць за матеріалами ІХ міжнар. наук.-техн. конф. Інституту енергозбереження та енергоменеджменту, 25–26 трав. 2017 р. Київ : КПІ ім. Ігоря Сікорського, 2017. С. 248–252.

227. Гичев Ю. П. Здоровье человека как индикатор экологического риска промышленных регионов. *Вестн. Рос. АМН*. 1995. № 8. С. 52–54.

228. Здоровье населения и методы его изучения : Избр. произвед.; под ред. М. С. Бедного. М. : Статистика, 1979. 232 с.

229. 12-142-2007. Оцінка ризику для здоров'я населення від забруднення атмосферного повітря. Затв. Наказом МОЗ України від 13.04.07 № 184. Київ, 2007. 40 с.

230. ДСТУ 2293:2014. Охорона праці. Терміни та визначення основних понять. Київ, 2014. 14 с.

231. Руководство Р 2.1.10.1920-04 Руководство по оценке риска для здоровья населения при воздействии химических веществ, загрязняющих окружающую среду; утв. гл. гос. санитарным врачом РФ Г. Г. Онищенко від 05.03.2004 вебсайт: URL: (дата звернення 15.05.2020 р.).

232. Онищенко Г. Г., Новиков С. М., Рахманин Ю. А. и др. Основы оценки риска для здоровья населения при воздействии химических веществ, загрязняющих окружающую среду; под ред. Ю. А. Рахманина, Г. Г. Онищенко. М., 2002. 408 с.

233. Осипова Н. А., Иванова Э. В., Василенко Д. В. Определение риска развития неканцерогенных эффектов для здоровья населения г. Томска от загрязнения атмосферы. *Современные проблемы науки и образования*. 2013. № 2. URL: <http://www.science-education.ru/ru/article/view?id=8711> (дата звернення: 27.04.2020).

234. Трифонова Т. А., Ширкин Л. А. Оценка и сравнительный анализ рисков для здоровья населения (на примере г. Владимир). Владимир : ВООО ВОИ ПУ "Рост", 2010. 80 с.

235. Быков А. А., Соленова Л. Г., Земляная Г. М., Фурман В. Д. Методические рекомендации по анализу и управлению риском воздействия на здоровье населения вредных факторов окружающей среды. М. : Анкил, 1999. 72 с.

236. Швыряев А.А., Меньшиков В.В. Оценка риска воздействия загрязнения атмосферы в исследуемом регионе: учеб. пособ. для вузов. М. : Изд-во МГУ, 2004. 124с.

237. Караєва Н. В. Методологічні аспекти та програмні засоби оцінки ризику здоров'ю населення при несприятливому впливі факторів навколишнього середовища. *Системи управління, навігації та зв'язку*, 2018, вип. 1(47) С. 164–169. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/suntz_2018_1_35.

238. Окружающая среда и здоровье: подходы к оценке риска; под ред. А. П. Щербо. СПб. : МАПО, 2002. 370 с.

239. United States Environmental Protection Agency : region 3 risk assessment : 2011. вебсайт : URL: <http://www.epa.gov>. (дата звернення 03.03.2020 р.).

240. NIOSH : National Institute for Occupational Safety and Health: International chemical safety cards (ICSC) : 2011. вебсайт : URL: <http://www.cdc.gov/niosh/ipcs/icstart.html> (дата звернення 14.04.2020 р.).

241. Попов О. О., Яцишин А. В. Інформаційні системи для вирішення задач комплексного радіоекологічного моніторингу АЕС. *Моделювання та інформаційні технології*. 2014. вип. 72. С. 3–16.

242. Canadian Centre for Occupational Health and Safety : Comprehensive, Practical occupational health and safety information on chemicals. вебсайт : URL : <http://www.ccohs.ca/products/databases/cheminfo.html> (дата звернення 14.01.2020 р.).

243. European Chemicals Agency (Helsinki, Finland). Information on Chemicals. вебсайт : URL : <https://echa.europa.eu/information-on-chemicals> (дата звернення 14.04.2020 р.).

244. Vermont Safety Information Resources, Inc. : Chemical toxicity data: 2011. вебсайт : URL: <http://hazard.com/msds/> (Вермонтський університет (Vermont SIRI MSDS Collection). Електронна колекція карт безпеки. URL : <http://hazard.com/msds/index.html> (дата звернення 14.04.2020 р.)

245. The California Environmental Protection Agency . The California Air Resources Board. Health/ вебсайт : URL : <https://ww2.arb.ca.gov/our-work/topics/health> (дата звернення 14.04.2020 р.).

246. International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA). Research Assistant/Risk Analyst/Risk Modeler. IIASA Risk and resilience (RISK) program. вебсайт : URL : <https://www.unjobnet.org/jobs/detail/16397830> (дата звернення 14.04.2020 р.).

247. Березуцький В. В., Адаменко М. І. Небезпечні виробничі ризики та надійність. Харків : ФОП Панов А. М., 2016. 385 с.

248. Караєва Н. В., Варава І. В. Методи і засоби оцінки ризику здоров'ю населення від забруднення атмосферного повітря: [Електронний ресурс] : навч. посіб. для студ. спец. 122 "Комп'ютерні науки та інформаційні технології", спеціалізації "Інформаційні технології моніторингу довкілля" КПІ ім. Ігоря Сікорського. Електронні текстові дані (1 файл: 4,38 Мбайт). Київ : КПІ ім. Ігоря Сікорського, 2018. 56 с.

249. WHO/IPCS. Environmental Health Criteria 170 : Assessing Human Health Risks of Chemicals: Derivation of Guidance Values for Health-Based Exposure Limits. World Health Organisation, International Programme on Chemical Safety, Geneva, 1994.

250. WHO/IPCS. Environmental Health Criteria 210 : Principles for the Assessment of Risks to Human Health from Exposure to Chemicals. World Health Organization, International Programme on Chemical Safety. Geneva, 1999.

251. Risk management. Principles and guidelines : ISO 31000:2009. International Organization for Standardization, 2010. 24 p.

252. Risk Management. Vocabulary. Guidelines for use in Standards: ISO/IEC Guide 73:2009 International Organization for Standardization. International Electrotechnical Commission, 2009. 25 p.

253. Guidelines for ecological assessment. EPA/630/R-95/002F. Washington, DC. 1998. 356 p.

254. U.S. EPA. Guidance for Conducting Health Risk Assessment of Chemical Mixtures (External Scientific Peer Review Draft) NCEA-C-0148. United States Environmental Protection Agency, National Centre for Environmental Assessment, Risk Assessment Forum, Washington DC, April 1999.

255. Перелік гранично допустимих концентрацій (ГДК) та орієнтовних безпечних рівнів діяння (ОБРД) забруднюючих речовин в атмосферному повітрі населених місць вебсайт : URL: www.eco.ck.ua/docs/Perelik%20rečovyn,%20klas%20nebezpeky.doc .(дата звернення 3.03.2019 р.).

256. Методические рекомендации по обработке и анализу данных, необходимых для принятия решений в области охраны окружающей среды и здоровья населения. М. : МЗ РФ, 2001. 32 с.

257. Крайнюков О. М. Науково-методичні основи нормування антропогенного забруднення аквальної ландшафтів: монографія; за редакцією А. В. Гриценка, А. М. Крайнюкової. Харків : Екограф, 2013. 260 с.

258. Green Growth Indicators 2014. Paris: OECD Publishing, 2016. 154 p.

259. Indikatoren für die ökonomische Bedeutung von Wasser und Gewässern. Dessau-Roßlau. 2018. P. 323. вебсайт: URL: <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen> (дата звернення: 25.09.19).

260. Абросысина Н. В., Князев Д. К. Комплексная оценка качества рекреационных зон с целью разработки управленческих решений, направленных на оздоровление населения : метод. рекомендации. Волгоград : Управление Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека по Волгоградской области, 2008. (Приказ о внедрении № 01/204 от 03.07.2008г.).

261. Данилов-Данильян В. И., Лосев К. С. Экологический вызов и устойчивое развитие. М. : Традиция, 2014. 416 с.

262. Огородникова А. А., Щеглов В. В., Вейдеман Е. Л. Модель "воздействие–состояние–отклик" в решении задач экологического мониторинга загрязнения прибрежной экосистемы. *Известия ТИНРО*. 2004. №137. С. 321–336.

263. Основные направления обеспечения национальной безопасности Республики Беларусь. Современное состояние и перспективы : монография; под науч. ред. Мясниковича М. В., Пузикова В. В. Минск : Экономика и право 2003. 451 с.

264. Войтюк, Ю. Ю., Кураєва І. В. Закономірності розподілу важких металів у ґрунтах зони впливу ДМК ім. Ф. Е. Держинського. *Наукові праці УкрНДМІ НАН України*. 2013. № 13 (ч. II). С. 103–117.

265. Борисов О. О., Кофанова О. В. Вплив автотранспортної інфраструктури на геоекологічний стан придорожньої території. *Сучасні проблеми екології* : Тези XIV Всеукр. наук. on-line конф. студентів, магістрів та аспірантів з міжнар. участю, 15 берез. 2018 р. Житомир : ЖДТУ, 2018. С. 24.

266. Петрук Р. В., Костюк В. В., Трач І. А. Метод біоіндикації екологічно забруднених територій. *Екологічні науки* : наук.-практ. журнал. Гол. редактор О. І. Бондар. К. : ДЕА, 2015. № 10–11. 332 с. URL: <http://eco.j.dea.kiev.ua/archives/2015/10-11/30.pdf>.

267. Вайнерт Э., Вальтер Р., Ветцель Т. и др. Биоиндикация загрязнений наземных экосистем; под ред. Р. Шуберта; пер. с нем. Г. И. Лойдиной, В. А. Турчаниновой; под ред. Д. А. Криволуцкого. М. : Мир. 1988. 348 с.

268. Дыганов В. А. Использование компьютерных технологий при решении экологических задач повышенной трудности. Казань : Казанский гос. педагогич. ун-т., 1997. 58 с.

ДОДАТОК А

Список публікацій за темою дисертації та відомості про апробацію результатів дослідження

Праці, в яких опубліковані основні наукові результати дисертації:

Статті у наукових фахових виданнях України:

1. Борисов О. О. Геоекологічна оцінка ризику кислотно-сольового забруднення приміагістральних ділянок педосфери (на прикладі міста Києва). *Техніка, енергетика, транспорт АПК*. 2016. № 4(96). С. 41–48.

2. **Борисов О. О.**, Кофанова О. В. Потенціометрія, кондуктометрія і рефрактометрія як методи експрес-контролю якості ґрунтів і поверхневих вод у зонах відпочинку людей. *Науковий вісник ТДАТУ*. 2019. № 9 (1). URL: <http://oj.tsatu.edu.ua/index.php/visnik/article/view/231/215> (дата звернення: 21.05.2020). DOI: 10.31388/2220-8674-2019-1-44.

Особистий внесок дисертанта: аналіз літературних джерел, постановка мети і задач дослідження; інтерпретація результатів дослідження у частині імплементації методів експрес-контролю якості ґрунтів і поверхневих вод у зонах відпочинку людей з метою встановлення на них впливу токсичних відпрацьованих газів автотранспорту.

Статті у наукових фахових виданнях України, включених до міжнародних наукометричних баз даних:

3. **Борисов О. О.**, Кофанова О. В. Комплексний аналіз геохімічного стану придорожніх територій великого міста. *Вісник Нац. техніч. ун-ту "ХПІ". Сер. : Нові рішення в сучасних технологіях*. Х : НТУ "ХПІ". 2017. № 32 (1254). С. 91–97. DOI: 10.20998/2413-4295.2017.32.15 (*індексується в WorldCat, Google Scholar, Index Copernicus, Ulrich's Periodicals Directory*).

Особистий внесок дисертанта: формулювання ідеї, постановка мети і завдань дослідження, збір та обробка вихідної моніторингової інформації, інтерпретація результатів дослідження.

4. **Борисов О. О.**, Кофанов О. Є. Екологічне навантаження з боку автотранспортних потоків на придорожні території рекреаційного призначення. *Енергетика : економіка, технології, екологія*. 2018. № 4. С. 124–133 (включено до РІНЦ, Наукова періодика України, Google Scholar).

Особистий внесок дисертанта: добір та аналіз наукової літератури, інтерпретація результатів щодо оцінювання антропогенного навантаження, спричиненого автотранспортом, на рекреаційні придорожні території.

5. **Борисов О. О.**, Кофанова О. В. Проблеми вторинної міграції хімічних елементів – інгредієнтів викидів автотранспортних засобів на придорожніх рекреаційних територіях міст. *Екологічні науки*. 2019. Вип. 1 (924). т. 1. С. 17–21 (індексується в Index Copernicus).

Особистий внесок дисертанта: участь у проведенні натурних і лабораторних досліджень, побудові математичних моделей, уточненні та інтерпретації результатів.

6. **Борисов О. О.**, Кофанова О. В. Інтегральний показник геохімічного забруднення міських рекреаційних зон внаслідок автотранспортного навантаження. *Енергетика: економіка, технології, екологія*. 2019. № 1. С. 117–129 (включено до РІНЦ, Наукова періодика України, Google Scholar).

Особистий внесок дисертанта: формулювання ідеї, постановка мети і завдань дослідження, збір та обробка вихідної інформації, інтерпретація результатів дослідження.

7. Kofanov O., Vasylykevych O., Kofanova O., Zozul'ov O., Kholkovsky Yu, Khrutba V., **Borysov O.**, Bobryshov O. Mitigation of the environmental risks resulting from diesel vehicle operation at the mining industry enterprises. *Mining of Mineral Deposits*. 2020. 14(2). С. 110–118. DOI: 10.33271/mining14.02.110 (входить до Scopus, Web of Science Core Collection, WorldCat, Academic Resource Index (ResearchBib), Google Scholar, Vernadsky National Library of

Ukraine, Institutional Repository National Mining University of Ukraine, Scientific Electronic Library Periodicals of the NAS of Ukraine).

Особистий внесок дисертанта: збір та обробка вихідної інформації, участь у проведенні моделювання, інтерпретація результатів дослідження.

Праці у закордонних наукових фахових виданнях:

8. Кофанова Е. В., **Борисов А. А.**, Евтеева Л. И. Рассеивание вредных веществ в придорожном воздушном пространстве вблизи водных объектов г. Киева. *Горная механика и машиностроение*. 2018. № 2. С. 31–38 (Республіка Білорусь).

Особистий внесок дисертанта: вивчено дорожні умови, характеристики транспортних потоків автомагістралями м. Києва; визначено обсяги викидів автотранспортними засобами на досліджуваних ділянках, взято участь у створенні математичних моделей забруднення придорожного повітряного простору.

Праці, які засвідчують апробацію матеріалів дисертації:

9. Борисов А. А. Токсикологическое воздействие выбросов автомобильного транспорта на окружающую среду и здоровье человека. Сборник материалов 72-й студ. науч.-техн. конф., 20–28 квіт. 2016 р. Мінськ : БНТУ, 2016. С. 128–132; заочна участь.

10. Кофанова О. В., **Борисов О. О.** Новітній підхід до моделювання шкідливого впливу автомобільного транспорту на довкілля. *Проблеми інноваційного розвитку та інформаційного суспільства* : матеріали V Міжнар. форуму, 20–21 жовт. 2016 р., у 2-х частинах, ч. 1. К.: УкрІНТЕІ, 2016. С. 129–134; очна участь.

Особистий внесок дисертанта: збір та обробка даних, проведення моделювання й інтерпретація результатів дослідження.

11. Борисов О. О. Аналіз негативного впливу автотранспортних потоків на прилеглі території та здоров'я людини. *Сталий розвиток країни в рамках Європейської інтеграції*: тези Всеукр. наук.-практ. конф., 27 жовт. 2016 р. Житомир: ЖДТУ, 2016. С. 15; заочна участь.

12. Борисов О. О. Аналіз шляхів поліпшення екологічного стану територій, порушених під впливом автотранспортних потоків. *Архітектура та екологія* : Матеріали VIII Міжнар. наук.-практ. конф., 31 жовт.–1 листоп. 2016 р. К.: НАУ, 2016. С. 49–51; очна участь.

13. Борисов О. О. Хімічні та фізико-хімічні перетворення шкідливих речовин викидів автотранспорту у довкіллі. *Ресурсозбереження і екологічна безпека*: Міжнар. наук.-техн. конф., 8 груд. 2016 р. Київ : НТУУ "КПІ", 2016. С. 4–6; очна участь.

14. Борисов А. А. Опасность изменения кислотно-солевого баланса городских приавтомагистральных почв. *Электроэнергетика, гидроэнергетика, надежность и безопасность*: материалы Республиканской науч.-практ. конф., 24 груд. 2016 р. Душанбе: Промекспо, 2016. С. 290–293; заочна участь.

15. Борисов О. О. Еколого-економічний ризик сольового забруднення і деградації ґрунтів великого міста. *Творчий пошук молоді – курс на ефективність*: тези доповідей VIII Міжнар. наук.-теор. інтернет-конф. молодих учених, аспірантів, студентів, 21 берез. 2017 р. Хмельницький : ХКТЕІ, 2017. С. 22–25. URL: <http://www.xktei.km.ua/files/tp.pdf> (дата звернення: 01.06.2020); он-лайн участь.

16. **Борисов О. О.**, Назарова Т. М. Хімічні аспекти сольового та кислотного забруднення придорожніх ґрунтів. *Політ. Сучасні проблеми науки. Екологічна безпека*: XVII міжнар. наук.-практ. конф. молодих учених і студентів, 4–7 квіт. 2017 р. Київ: НАУ, 2017. С. 93; очна участь.

Особистий внесок дисертанта: збір та обробка вихідної інформації, участь у проведенні експериментів, аналіз результатів.

17. Борисов О. О. Геоекологічні аспекти розповсюдження забруднювачів на придорожніх територіях великих міст. *Перспективи розвитку гірничої справи та раціонального використання природних ресурсів*: тези IV Всеукр. наук.-практ. конф. студентів, аспірантів та молодих вчених, 12–13 квіт. 2017 р. Житомир: ЖДТУ, 2017. С. 6–8; заочна участь.

18. **Борисов О. О.**, Кофанова О. В. Альтернативне пальне для екологізації автотранспортного комплексу. *Екологічна безпека: сучасні проблеми та пропозиції*: збірник наук. праць Всеукр. наук.-практ. конф., 21 квіт. 2017 р., т. 2. Харків, Київ: Інтерсервіс, 2017. С. 251–255; заочна участь.

Особистий внесок дисертанта: обробка інформації із наукових літературних джерел, аналіз сучасних технологічних рішень й визначення потенційних позитивних ефектів для міст від використання альтернативних палив.

19. Кофанова О. В., **Борисов О. О.** Вплив модуляції фізико-хімічних властивостей моторних палив на покращення екологічних та експлуатаційних характеристик автотранспортних засобів. *Енергетика. Екологія. Людина*: тези доповідей IX міжнар. наук.-техн. конф., 25–26 трав. 2017 р. Київ : КПІ ім. Ігоря Сікорського, 2017. С. 38–41; очна участь.

Особистий внесок дисертанта: аналіз потенційного позитивного ефекту для міських територій від використання палив зі зміненими фізико-хімічними властивостями.

20. **Борисов О. О.**, Кофанова О. В. Ризики впливу автотранспортних потоків на стан міського повітряного середовища. *Енергетика. Екологія. Людина*: збірник наук. праць IX міжнар. наук.-техн. конф. Інституту енергозбереження та енергоменеджменту, 25–26 трав. 2017 р. К.: КПІ ім. Ігоря Сікорського, 2017. С. 248–252; очна участь.

Особистий внесок дисертанта: формулювання ідеї, постановка мети і завдань дослідження, збір та обробка даних, інтерпретація результатів.

21. Борисов О. О. Геохімічне забруднення придорожніх ґрунтів та поверхневих вод. *Безпека людини у сучасних умовах*: збірник наукових статей та матеріалів ІХ-ї міжнар. наук.-метод. конф. та 121-ї міжнар. конф. EAS, 7–8 груд. 2017 р. Харків: НТУ "ХПІ", 2017. С. 139–144; заочна участь.

22. **Борисов О. О.,** Кофанова О. В. Вплив автотранспортної інфраструктури на геоекологічний стан придорожньої території. *Сучасні проблеми екології*: тези XIV Всеукр. наук. on-line конф. студентів, магістрів та аспірантів з міжнар. участю, 15 берез. 2018 р. Житомир: ЖДТУ, 2018. С. 24; он-лайн участь.

Особистий внесок дисертанта: формулювання ідеї дослідження, постановка його мети і завдань, інтерпретація результатів дослідження.

23. **Борисов О. О.,** Кофанова О. В. Розподіл концентрації забруднювачів відпрацьованих газів автотранспортних засобів у приземному шарі повітря. *Енергетика. Екологія. Людина*: збірник наук. праць X наук.-техн. конф. Інституту енергозбереження та енергоменеджменту. Київ : КПІ ім. Ігоря Сікорського, 2018. С. 377–381; очна участь.

Особистий внесок дисертанта: проведення моделювання й інтерпретація його результатів.

24. **Борисов А. А.,** Кофанова Е. В. Оценка экологического состояния придорожных водных объектов методом математического моделирования. *Актуальні проблеми енергетики та екології*: матеріали XVII Всеукр. наук.-техн. конф., 26–29 верес. 2018 р. Одеса: ОНАХТ, 2018. С. 37–38; заочна участь.

Особистий внесок дисертанта: моделювання впливу автотранспортного забруднення на стан водних об'єктів міста.

25. **Borysov O.,** Kofanova O. Assessment of the automobile pollution influence on urban roadside territories and surface waters. *Водопостачання та водовідведення: проектування, будова, експлуатація, моніторинг*: матеріали 3-ї міжнар. наук.-практ. конф., 23–25 жовт. 2019 р. Львів : Видавництво Львівської політехніки, 2019. С. 12–13; заочна участь.

Особистий внесок дисертанта: оцінка негативного впливу транспортного забруднення на довкілля міст, особливо територій рекреаційного призначення, із використанням математичного моделювання.

26. **Борисов О. О.**, Кофанов О. Є., Кофанова О. В. Моделювання забруднення міських рекреаційних територій, що прилягають до автодоріг. *Управлінські, правові та економічні аспекти забезпечення безпеки життєдіяльності населення і територій:* матеріали Всеукр. наук.-практ. конф. молодих вчених, курсантів та студентів. Львів: ЛДУ БЖД, 2019. С. 10–13; заочна участь.

Особистий внесок дисертанта: формулювання ідеї, постановка мети і завдань дослідження, збір та обробка вихідної інформації із використанням методів математичного моделювання.

27. **Борисов О. О.**, Кофанова О. В. Просторово-територіальне забруднення міських зон відпочинку. *Зелене будівництво:* матеріали I Міжнар. наук.-практ. конф., 12–13 листоп. 2019 р. Київ, Миколаїв: КНУБА, 2019. С. 53–55; очна участь.

Особистий внесок дисертанта: проведення моделювання розповсюдження забруднювальних речовин поблизу зон відпочинку людей.

28. **Борисов О. О.**, Кофанова О. В. Геоінформаційні системи в оцінці впливів компонентів міської інфраструктури на довкілля. *Новітні технології сучасного суспільства (НТСС-2019):* наук.-практ. конф., 12 груд. 2019 р. Чернігів: ЧНТУ, 2019. С. 90–91; заочна участь.

Особистий внесок дисертанта: формулювання ідеї, постановка мети і завдань дослідження, збір та обробка вихідної інформації, інтерпретація результатів дослідження.

ДОДАТОК Б

**Довідкові дані стосовно викидів автотранспортних засобів,
характеристик процесів, що відбуваються в циліндрах двигунів
внутрішнього згорання (ДВЗ)**

Таблиця Б.1 – Склад відпрацьованих газів двигунів внутрішнього згорання

Компонент	Формула	Одиниці вимірювання	Вміст у відпрацьованих газах АТЗ залежно від типу двигуна	
			Бензиновий карбюраторний	Дизельний
Азот	N ₂	%	74,0–77,0	76,0–78,0
Кисень	O ₂	%	0,2–8,0	2,0–18,0
Пари води	H ₂ O	%	3,0–13,5	0,5–10,0
Оксид Карбону (IV)	CO ₂	%	5,0–14,0	1,0–12,0
Оксид Карбону (II)	CO	%	0,1–10,0	0,01–0,30
Оксиди Нітрогену	NO _x	%	0,1–0,5	0,001–0,400
Альдегіди	R–C(O)H	%	0–0,2	0–0,009
Вуглеводні	C _x H _y	%	0,02–3,00	0,01–0,50
Бенз(а)пірен	C ₂₀ H ₁₂	г/м ³	< 0,00002	< 0,00001
Оксид Сульфуру (IV)	SO ₂	%	0–0,003	0–0,02
Сажа	C	г/м ³	0–0,4	0,01–1,10
Сполуки Плюмбуму	Pb	г/м ³	0–60,0	–

Джерело: за даними [21].

Таблиця Б.2 – Процеси, що відбуваються у циліндрах бензинового і дизельного двигунів внутрішнього згорання

Кут повороту колінчастого валу	Такти	Процеси, що відбуваються в циліндрах	
		бензинового двигуна з іскровим запалюванням ППС	дизельного двигуна з запалюванням ППС від стискування
0–180	Впуск	Впуск ППС	Впуск повітря
180–360	Стискування	Стиснення ППС до об'єму КЗ. Наприкінці такту стискання суміш підпалюється від електричної іскри, що утворюється між електродами свічки запалювання.	Стиснення повітря до об'єму КЗ. Наприкінці такту стискання у циліндр через форсунку подається дрібнорозпилене ДП. Відбувається процес сумішеутворення. Отримана суміш samozапалюється від стискування.
360–540	Робочий хід	Тиск газів, спричинений їх розширенням при нагріванні, рухає поршень двигуна вниз і повертає колінчастий вал.	Те саме
540–720	Випуск	Поршень, що рухається вгору, через відкриті випускні клапани і систему випуску двигуна витискує ВГ в атмосферне повітря.	Те саме

Джерело: за даними [21].

Таблиця Б.3 – Вимоги до якості ДП екологічних класів Євро 3... Євро 5 (специфікація EN 590)

Назва показника	Одиниця виміру	Значення норм за екологічним класом		
		Євро 3	Євро 4	Євро 5
Вміст Сульфуру	мг/кг	не більше 350	не більше 50	не більше 10
Температура спалаху в закритому тиглі	градусів	не нижче 40	не нижче 55	не нижче 55
Фракційний склад – 95 % об. переганяється при температурі	градусів	не вище 360	не вище 360	не вище 360
Масова частка поліциклічних ароматичних вуглеводнів	%	не більше 11	не більше 11	не більше 8
Цетанове число:	одиниць			
- дизельного палива літнього		не менше 51	не менше 51	не менше 51
- дизельного палива зимового		не менше 49	не менше 49	не менше 49
- дизельного палива арктичного		не менше 48	не менше 48	не менше 48
Гранична температура фільтрованості:	градусів			
- дизельного палива літнього		не вище мінус 5	не вище мінус 5	не вище мінус 5
- дизельного палива зимового		не вище мінус 20	не вище мінус 20	не вище мінус 20
- дизельного палива арктичного		не вище мінус 30	не вище мінус 30	не вище мінус 30
Змащувальна здатність (діаметр плями зносу при температурі 60 °С)	мкм	не більше 460	не більше 460	не більше 460
Об'ємна частка метилових/етилових естерів жирних кислот:	%			
- для дизельних палив В0		0	0	0
- для дизельних палив В5		не більше 5	не більше 5	не більше 5
- для дизельних палив В7		понад 5 та не більше 7	понад 5 та не більше 7	понад 5 та не більше 7

Мережа спостережень ЦГО ім. Бориса Срезневського за забрудненням повітря в м. Києві

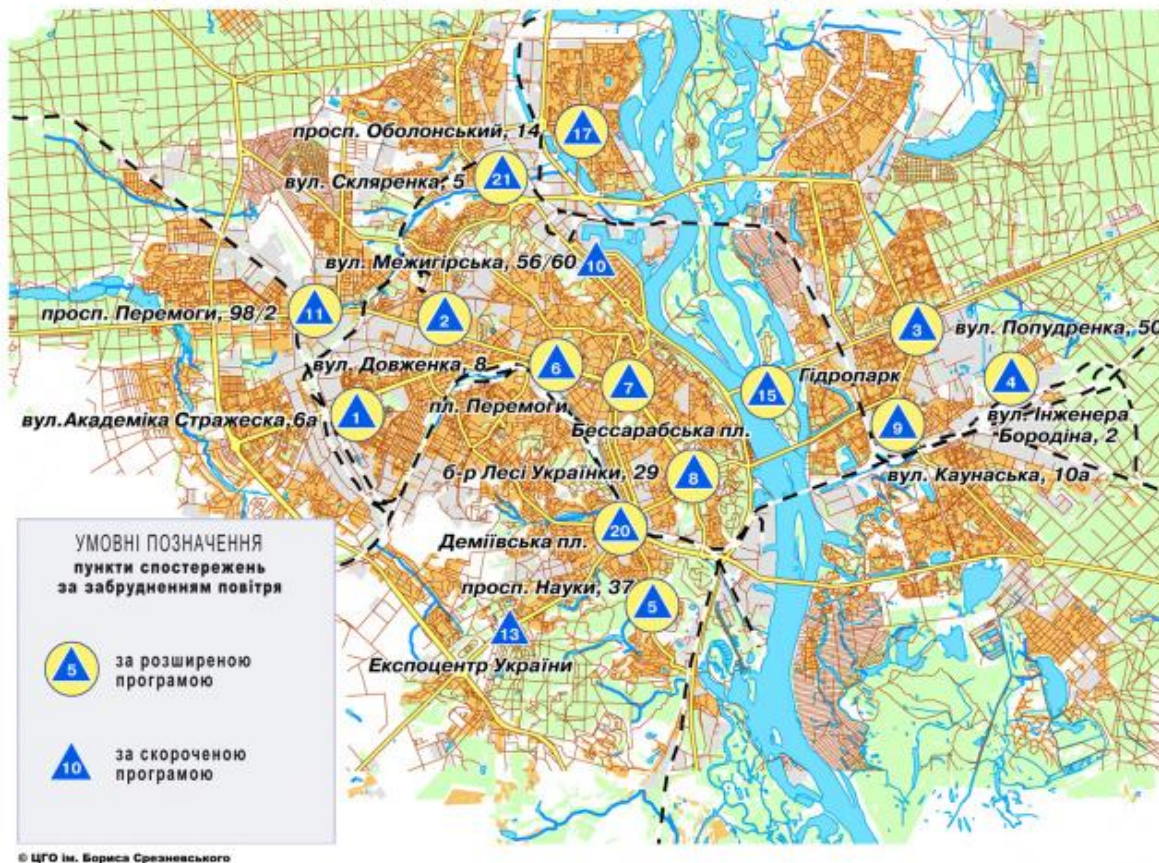


Рисунок Б.1 – Мережа постів спостережень ЦГО ім. Бориса Срезневського за станом атмосферного повітря у м. Києві [98].

ДОДАТОК В
Кліматичні умови м. Києва [61], [62], [186], [192]

Таблиця В.1 – Кількість днів у кожному місяці та за рік в цілому з певними метеорологічними явищами

Місяць Явище	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Рік
Дощ	8	7	9	13	14	15	14	11	14	12	12	9	138
Сніг	17	17	10	2	0,2	0	0	0	0,03	2	9	16	73
Туман	4	5	3	2	1	0,4	0,3	0,3	1	4	7	7	35
Мгла	0,1	1	2	2	1	0,3	0,2	1	1	1	1	0,1	11
Гроза	0,2	0	0,1	1	5	7	8	4	2	0,2	0,03	0,03	28
Метель	2	2	1	0,1	0	0	0	0	0	0,03	1	1	7
Ожеледиця	2	2	0,4	0,1	0	0	0	0	0	0	1	2	8
Паморозь	1	1	1	0,03	0	0	0	0	0	0	0,3	1	4
Налипання мокрого снігу	0,1	0,2	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0,1	1
Складні відкладення	0,1	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2

Таблиця В.2 – Кількість ясних, напівясних та похмурих днів

Місяць	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Рік
<i>Загальна хмарність</i>													
Ясних	2	2	3	4	3	3	4	6	5	4	2	1	39
Напівясних	10	11	15	16	22	21	22	20	17	16	10	10	190
Похмурих	19	15	13	10	6	6	5	5	8	11	18	20	136
<i>Нижня хмарність</i>													
Ясних	5	7	12	13	14	11	13	16	14	12	5	4	126
Напівясних	15	13	14	14	16	18	17	14	13	15	13	13	175
Похмурих	11	8	5	3	1	1	1	1	3	4	12	14	64

ДОДАТОК Г

Залежності комплексного показника техногенного навантаження від викидів шкідливих речовин двигунами АТЗ та екологічно прийнятної (безпечної) відстані від дороги

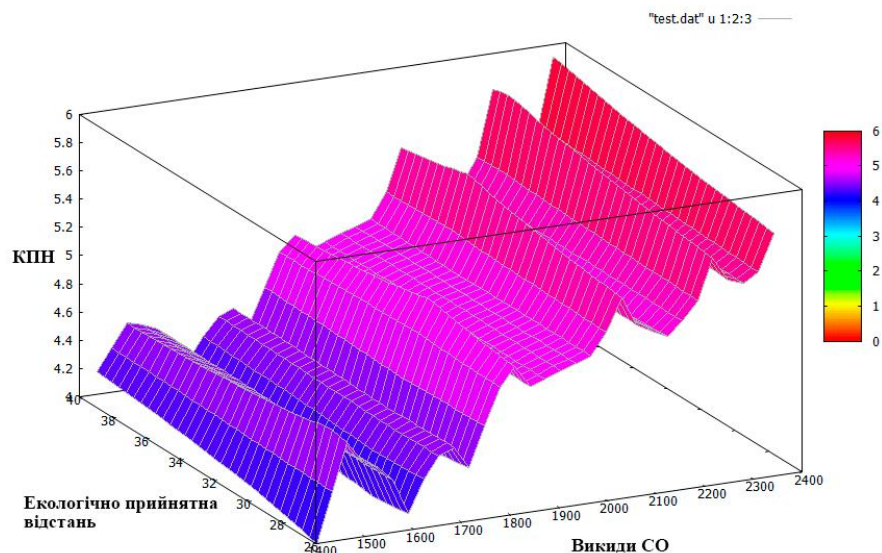


Рисунок Г.1 – Залежність комплексного показника техногенного навантаження КПН від двох параметрів: викидів оксиду Карбону (II) CO та екологічно прийнятної (безпечної) відстані від дороги

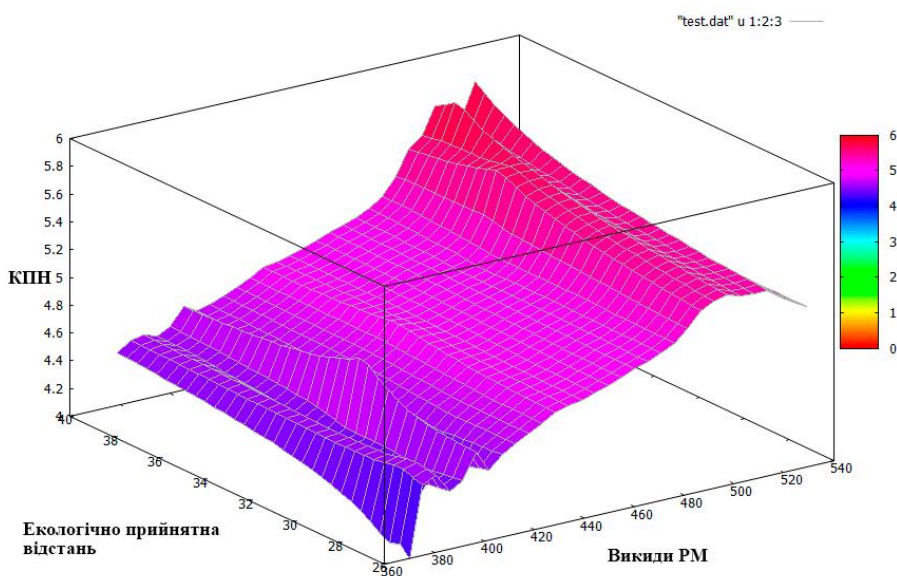
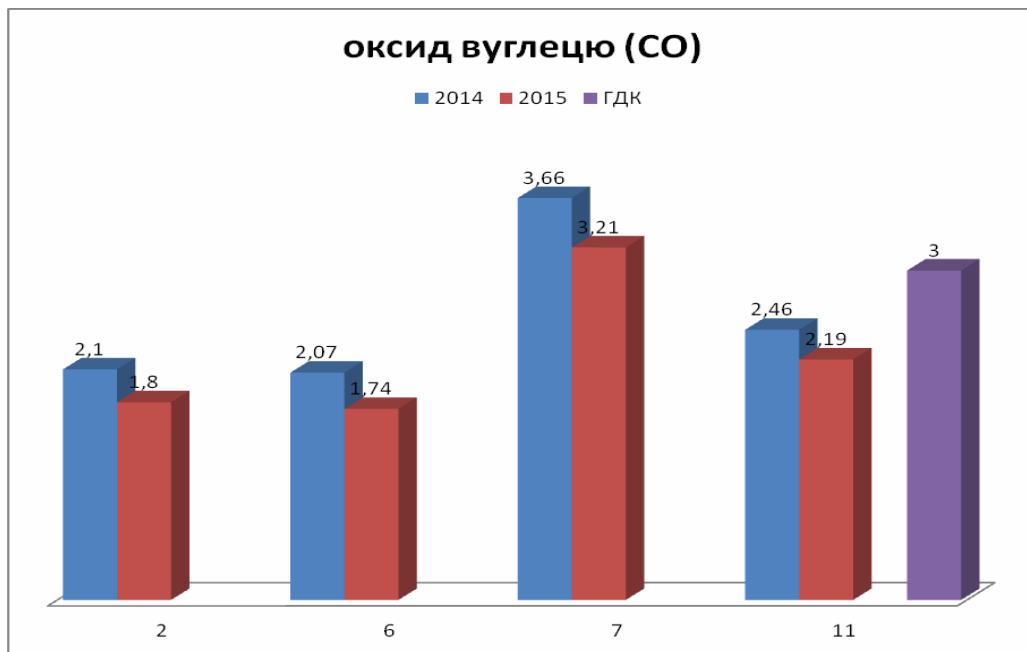


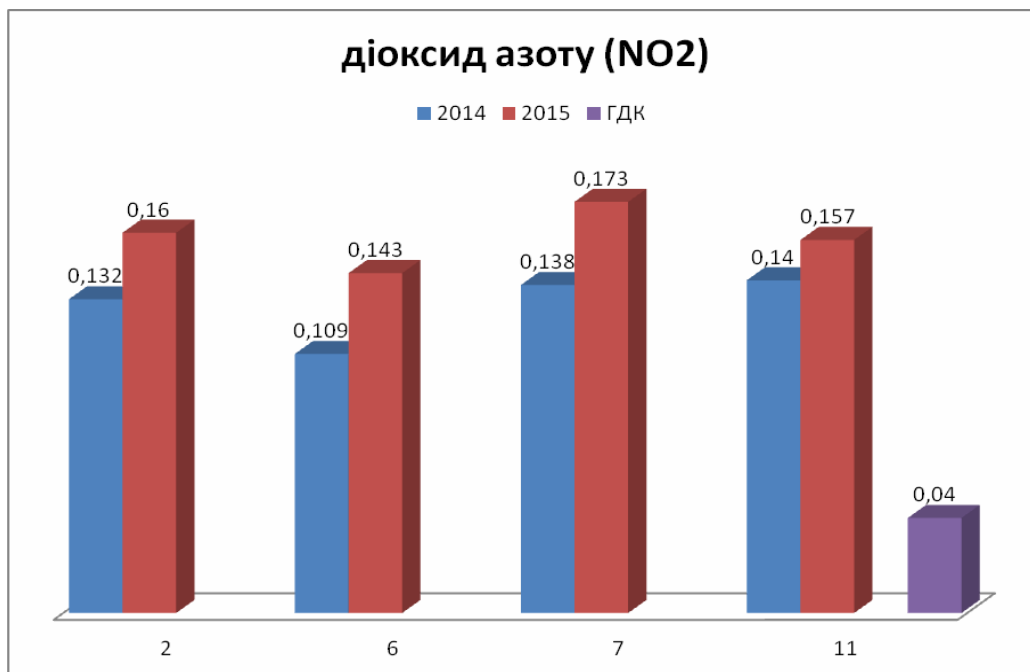
Рисунок Г.2 – Залежність комплексного показника техногенного навантаження КПН від двох параметрів: викидів дрібнодисперсних твердих частинок сажі PM розміром до 10 мкм та екологічно прийнятної відстані від дороги

ДОДАТОК Д

Дані спостережень за станом атмосферного повітря ЦГО ім. Бориса
Срезневського (м. Київ) [98].

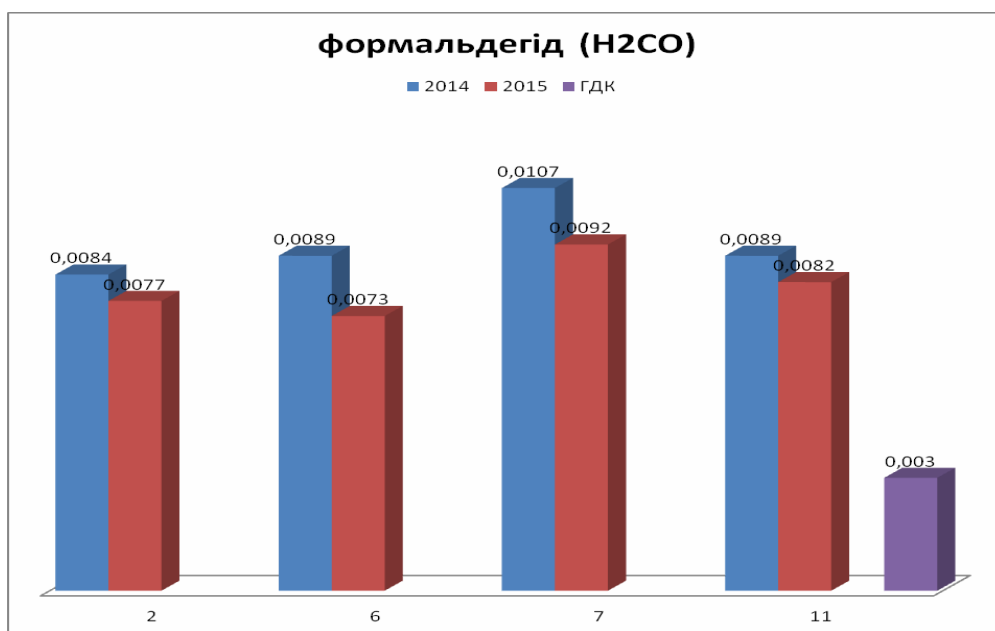


а)

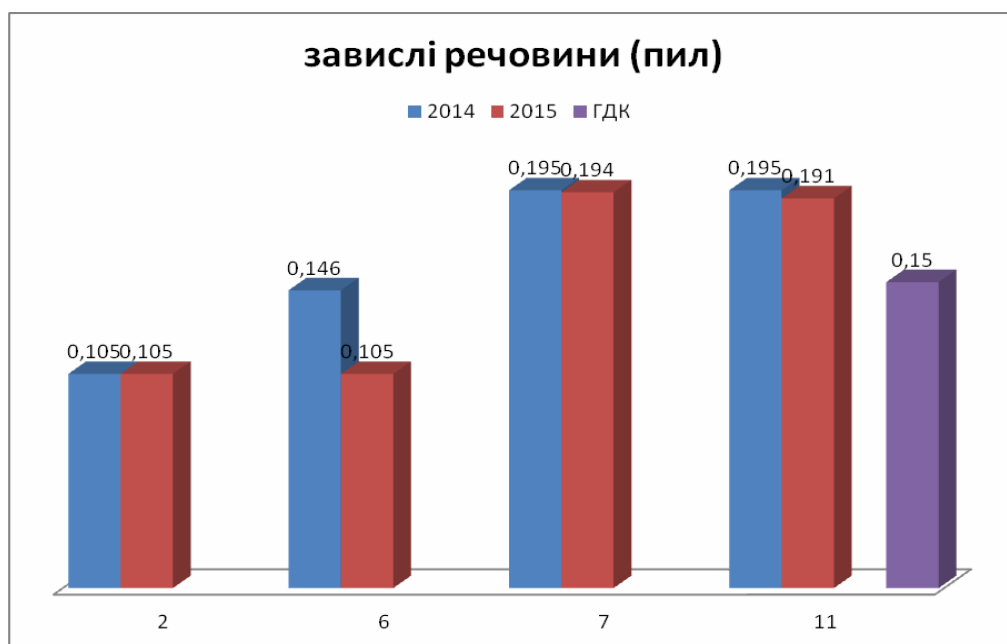


б)

Рисунок Д.1 – Середньорічні концентрації, мг/м³: а) оксиду Карбону (II);
б) оксиду Нітрогену (IV) NO₂ для постів спостережень ЦГО ім. Бориса
Срезневського № 2, 6, 7 і 11 (рис. Д.6)*.



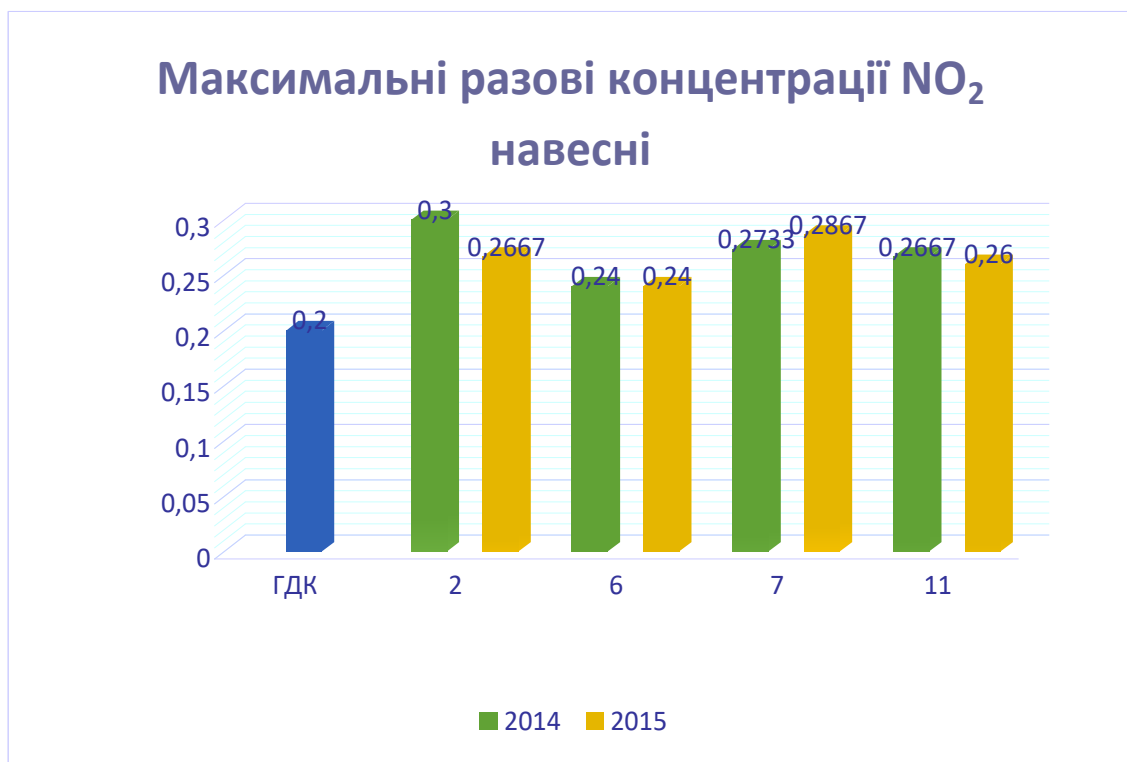
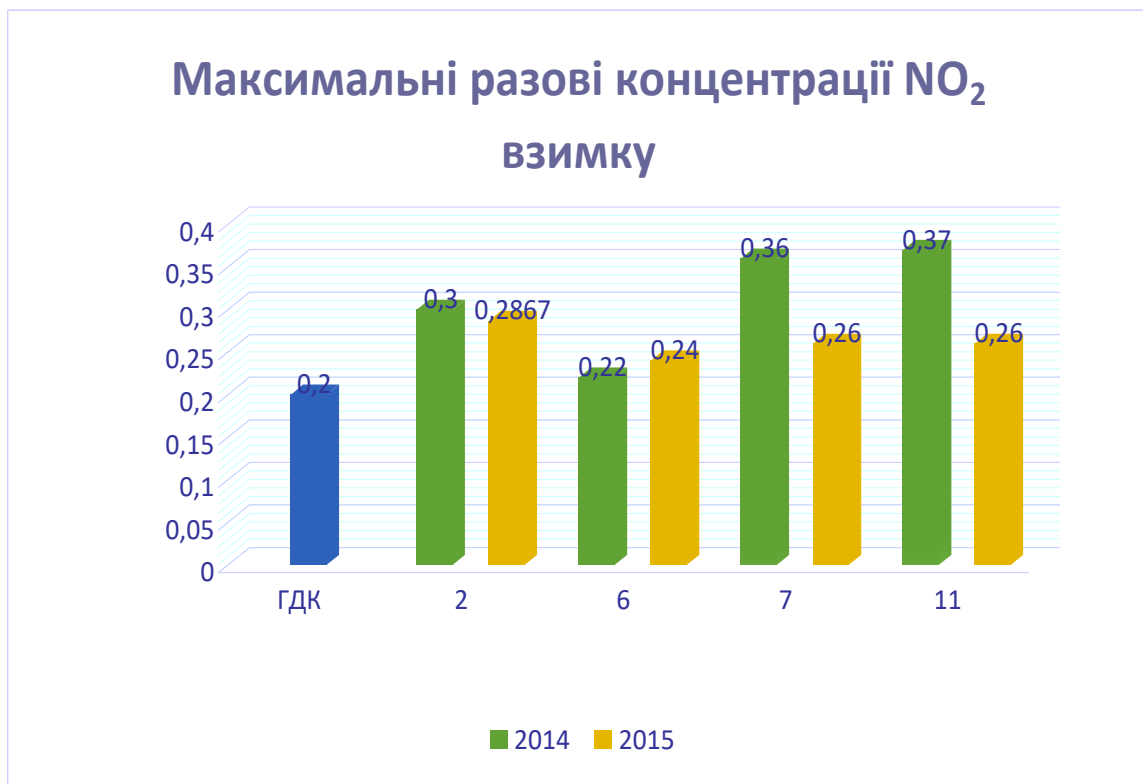
а)



б)

Рисунок Д.2 – Середньорічні концентрації, мг/м³: а) формальдегіду;
 б) дрібнодисперсних твердих частинок пилу для постів спостережень ЦГО
 ім. Бориса Срезневського № 2, 6, 7 і 11 (рис. Д.6)*.

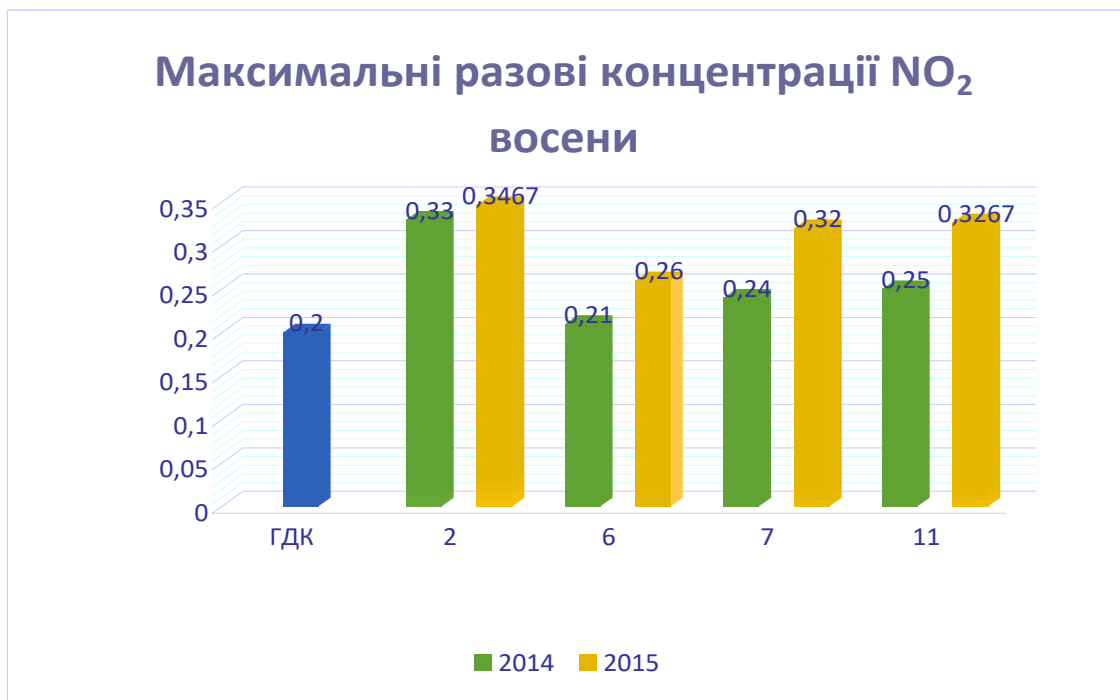
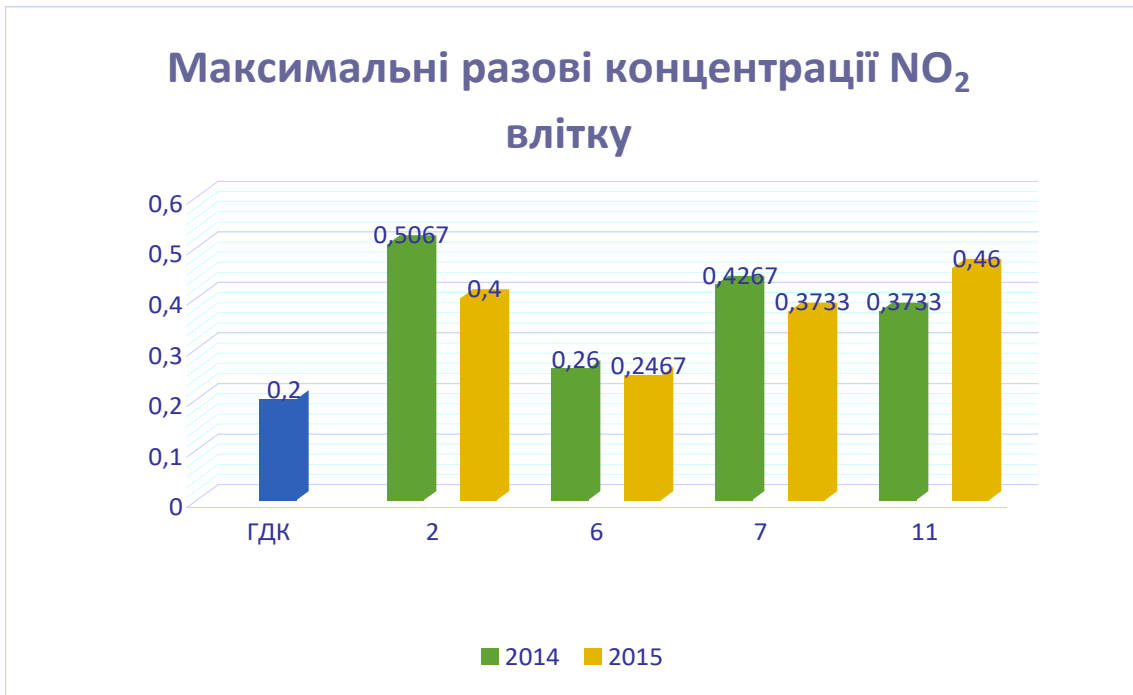
а)



б)

Рисунок Д.3 – Максимальні разові концентрації, мг/м³ оксиду Нітрогену (IV) NO₂ для постів спостережень ЦГО ім. Бориса Срезневського № 2, 6, 7 і 11 (рис. Д.6); а) взимку; б) навесні*.

а)



б)

Рисунок Д.4 – Максимальні разові концентрації, мг/м³ оксиду Нітрогену (IV) NO₂ для постів спостережень ЦГО ім. Бориса Срезневського № 2, 6, 7 і 11 (рис. Д.6); а) влітку; б) восені*.

*Примітка: Дані з ПС за атмосферним повітрям м. Києва ЦГО ім. Бориса Срезневського оброблено студентками кафедри інженерної екології І. Єлецькою та О. Яретик під керівництвом автора і використано в курсах "Урбоекологія" і "Екологія людини", де автор був викладачем практичних занять.

Продовження додатку Д

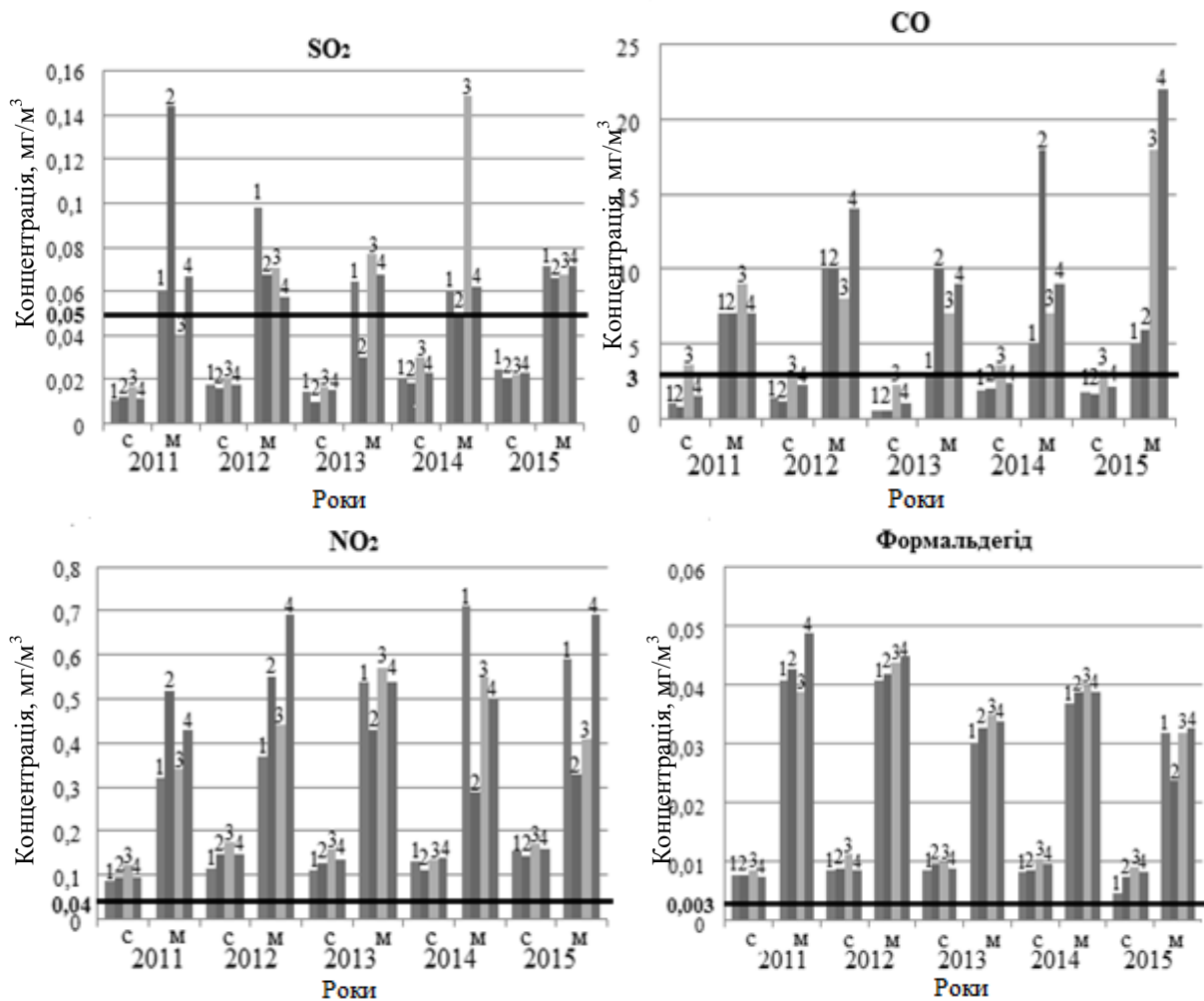


Рисунок Д.5 – Рівень забруднення атмосферного повітря м. Києва на 4-х постах спостережень ЦГО ім. Бориса Срезневського (рис. Д.6):
 а) ■ – ПС № 2; б) ■ – ПС № 6; в) ■ – ПС № 7; г) ■ – ПС № 11; — ГДК речовин;
 С – середня річна концентрація; М – максимальна концентрація речовини, зафіксована упродовж року**.

**Примітка: Дані з ПС за атмосферним повітрям м. Києва ЦГО ім. Бориса Срезневського оброблено студенткою кафедри інженерної екології А. Шкуріною під керівництвом автора під час підготовки до захисту атестаційної роботи магістра (керівник д.п.н., проф., професор кафедри О.В. Кофанова).

ДОДАТОК Е

Акти і довідки про впровадження результатів дисертаційного дослідження, що підтверджують практичну значимість дисертаційної роботи



УКРАЇНА

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ

**НАЦІОНАЛЬНИЙ ТЕХНІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ УКРАЇНИ
«КИЇВСЬКИЙ ПОЛІТЕХНІЧНИЙ ІНСТИТУТ
імені ІГОРЯ СІКОРСЬКОГО»**

03056, м. Київ, пр-т Перемоги, 37; тел. (+38 044) 204-82-82 тел./факс (+38 044) 204-97-88
http://www.kpi.ua e-mail: mail@kpi.ua ЄДРПОУ 02070921

20.05.18р. № 2400/119
на № _____ від _____



ЗАТВЕРДЖУЮ
Перший проректор
КПІ ім. Ігоря Сікорського
Ю. І. Якименко

2018 р.

АКТ

впровадження результатів дисертаційного дослідження
Борисова Олександра Олександровича
у навчальний процес Національного технічного університету України
"Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського"

Ми, що нижче підписалися, даним актом засвідчуємо, що теоретичні й практичні положення дисертаційної роботи Борисова Олександра Олександровича, а також результати його наукових розробок впроваджено у навчальний процес кафедри інженерної екології Інституту енергозбереження та енергоменеджменту КПІ ім. Ігоря Сікорського. Дисертаційне дослідження Борисова О.О. присвячено вивченню та зменшенню впливу автотранспортних засобів на компоненти довкілля, у тому числі на ґрунти, атмосферне повітря та поверхневі й ґрунтові води. Результати дослідження О.О. Борисова використано при підготовці і проведенні лабораторних робіт та створенні навчально-методичного забезпечення з дисциплін "Ґрунтознавство", "Екологія людини" (для студентів бакалаврів-екологів), "Фізичні аспекти природних катастроф", "Хімія навколишнього середовища" й "Стійкість екологічних систем" (для студентів магістрів-екологів).

Акт складено для надання у спеціалізовану вчену раду за місцем захисту кандидатської дисертації Борисова Олександра Олександровича.

Д.т.н., професор, директор ІЕЕ
К.т.н., доцент, заступник директора
з навчально-виховної роботи
Д.т.н., доцент, завідувач кафедри
інженерної екології

С. П. Денисюк

В. В. Ткаченко

К. К. Ткачук

ТОВАРИСТВО З ОБМЕЖЕНОЮ ВІДПОВІДАЛЬНІСТЮ

«Інтон»

02218, м. Київ, вулиця Райдужна, 13-А

Код ЄДРПОУ 37202756

28.03.18 № 433/03-18

А К Т

впровадження результатів, отриманих у дисертаційному дослідженні

Борисова Олександра Олександрівна, присвяченому розробці методів контролю за рівнями забруднення навколишнього середовища під впливом автотранспортних потоків

Комісія у складі: **голови:** головний енергетик Ю. М. Голубенко
та членів комісії: завідувач господарством В. Л. Бурдейний
електромонтер з ремонту та обслуговування електрообладнання
та електроустаткування Р. М. Заведія

склали цей акт про те, що у період 2017–2018 рр. на підприємстві ТОВ "Інтон" проводилось впровадження результатів дисертаційного дослідження О. О. Борисова щодо розробки методів контролю стану навколишнього середовища, зокрема, контролю та поліпшення екологічного стану придорожніх територій, ґрунтового покриття та водних об'єктів, розташованих поблизу напружених автомагістралей у населених пунктах.

Комісія розглянула здобуті у дослідженні результати та за підсумками їх виробничого впровадження встановила:

- результати дисертаційного дослідження О. О. Борисова є актуальними, обґрунтованими і мають теоретичну й практичну значимість для забезпечення екологічно безпечного рівня придорожніх територій та складових довкілля;

- розроблений О. О. Борисовим комплексний метод контролю кислотно-сольового забруднення прилеглих до автомагістралей ґрунтів та поверхневих вод надає змогу прогнозувати екологічний стан придорожньої території та приймати екологічно обґрунтовані заходи щодо його поліпшення залежно від пори року та техногенного навантаження на придорожнє середовище.

Голова комісії:Головний енергетик*(ініціали, прізвище, посада)*Ю. М. Голубенко**Члени комісії:**Завідувач господарством*(ініціали, прізвище, посада)*В. Л. Бурдейний

Електромонтер з ремонту та обслуговування електрообладнання та електроустаткування

*(ініціали, прізвище, посада)*Р. М. Заведія

**ТОВАРИСТВО З ОБМЕЖЕНОЮ ВІДПОВІДАЛЬНІСТЮ
“НЬЮПРИМ - ЛТД”**

03150, м. Київ, вул. Німецька 3, код ЄДРПОУ 35982209

р/р 26009538794800 в ПАТ “УкрСиббанк” м. Києва, МФО 351005

Вих. № 78

Від «17» вересня 2019р.

*[До спеціалізованої вченої ради
за місцем захисту дисертації
Борисова Олександра Олександровича]*

ДОВІДКА

про впровадження
результатів дисертаційного дослідження
Борисова Олександра Олександровича
на здобуття наукового ступеня кандидата технічних наук

Довідка надана здобувачу наукового ступеня кандидата технічних наук Борисову О. О. та підтверджує те, що у діяльність ТОВ "Ньюприм-ЛТД" впроваджено результати його дисертаційного дослідження, а саме:

1) на основі авторського підходу здійснено оцінку впливу на довкілля діяльності компанії, пов'язаної із функціонуванням її автопарку; розроблено рекомендації щодо заходів з підвищення екологічності роботи ТОВ "Ньюприм-ЛТД";

2) комплексно оцінено техногенне навантаження від викидів автотранспортних засобів на території ТОВ "Ньюприм-ЛТД" і оточуючих офіси компанії територіях, зокрема, поблизу озера Райдужне, м. Київ.

Серед основних положень дисертаційного дослідження, які було впроваджено у діяльність компанії, особливе місце посідають розроблені і запропоновані Борисовим О. О. математичні моделі полів дисперсії основних забруднювачів – компонентів відпрацьованих газів автотранспортних засобів; комплексний показник техногенного навантаження та методи експрес-аналізу параметрів навколишнього середовища, які застосовано для оцінювання стану територій. Як наслідок, досягнуто підвищення екологічної безпеки компанії, що позитивно вплинуло на здоров'я її співробітників.

Заступник директора



Птухін Ю.С.

ТОВ «ОКЕМА ПЛЮС»

Україна, 04136, м. Київ, , вул. Маршала Гречка, буд. 13, кв. (офіс) 1011

okemaplus@gmail.com

30.05.2020

До спеціалізованої вченої ради
за місцем захисту
кандидатської дисертації
Борисова Олександра Олександровича

**ДОВІДКА
ПРО ВПРОВАДЖЕННЯ**

результатів дисертаційного дослідження

Борисова Олександра Олександровича

на здобуття наукового ступеня кандидата технічних наук

Упродовж 2018–2019 рр. у роботі ТОВ «ОКЕМА ПЛЮС» використовувались результати, отримані О. О. Борисовим у дисертаційному дослідженні, а саме – за замовленням дослідником проведено комплексне оцінювання екологічного ризику і на основі авторської методології та з використанням математичного моделювання встановлено рівень екологічної небезпеки, спричиненої потенційним відкриттям нового виробництва, пов'язаного із обслуговуванням автотранспортних засобів.

Особливо важливими вважаємо розроблені й апробовані на практиці математичні моделі оцінки екологічного стану поверхневого шару атмосферного повітря і прилеглих до підприємства територій. Розроблені О. О. Борисовим моделі надали змогу спрогнозувати рівень приземного забруднення атмосферного повітря на території підприємства, у тому числі за допомогою обчислювального експерименту – від запланованого виробництва, пов'язаного з обслуговуванням автотранспортних засобів. Здобувачем досліджено рекреаційні зони, розташовані поза межами підприємства, які часто використовуються співробітниками ТОВ «ОКЕМА ПЛЮС» для відпочинку.

Таким чином, керівництво ТОВ «ОКЕМА ПЛЮС» підтверджує актуальність, коректність і доцільність практичного застосування розробленої здобувачем методології комплексного оцінювання техногенного навантаження

Продовження додатку Е

від викидів автотранспортних засобів. О. О. Борисовим розроблено і науково-обґрунтовано комплекс рекомендацій для реалізації заходів щодо мінімізації екологічної небезпеки, яка існує у теперішній час і може виникнути унаслідок відкриття нового виробництва. Це дало змогу не тільки підвищити екологічну безпеку ТОВ «ОКЕМА ПЛЮС», а й зменшити шкідливий вплив від викидів автотранспортних засобів на здоров'я працівників підприємства і прилеглі території.

Директор



С. П. Бондаренко