

Івано-Франківський національний технічний університет нафти і газу

Інститут інформаційних технологій
Кафедра інформаційно-вимірювальних технологій

Воронич Андрій Васильович
(прізвище, ім'я, по батькові)

УДК 669
(індекс)

МАГІСТЕРСЬКА РОБОТА

Розроблення методу визначення забруднення приповерхневого шару атмосфери

(назва роботи)

Метрологія та вимірювальна техніка
(назва освітньої програми)

175 – «Інформаційно-вимірювальні технології»
(шифр і назва спеціальності)

А.В.Воронич

(підпис, ініціали та прізвище здобувача освітнього ступеня)

Науковий керівник Криницький Олександр Степанович, к.т.н, доц.
(прізвище, ім'я, по батькові, науковий ступінь, вчене звання)

Допущено до захисту

Завідувач кафедри

О. Є. Середюк

(посада) (підпис) (дата) (ініціали та прізвище)

Рецензент

(посада) (підпис) (дата) (ініціали та прізвище)

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

Івано-Франківськ, 2024 р.

Івано-Франківський національний технічний університет нафти і газу

(повне найменування закладу вищої освіти)

Інститут *інформаційних технологій*

Кафедра *інформаційно-вимірювальних технологій*

Освітній рівень *другий (магістерський)*

Спеціальність *175- Інформаційно-вимірювальні технології*

(шифр і назва)

ЗАТВЕРДЖУЮ

Завідувач кафедри ІВТ

О.Є. Середюк

« » 2024 року

**З А В Д А Н Н Я
НА МАГІСТЕРСЬКУ РОБОТУ СТУДЕНТОВІ**

Воронич Андрій Васильович

(прізвище, ім'я, по батькові)

1. Тема роботи Розроблення методу визначення забруднення приповерхневого шару атмосфери

керівник роботи Криницький Олександр Степанович., к.т.н., доц.,

(прізвище, ім'я, по батькові, науковий ступінь, вчене звання)

затверджені наказом закладу вищої освіти від “03” грудня 2024 року №787/7

2. Строк подання студентом роботи 16.12.2024

3. Вихідні дані до роботи маса шкідливої речовини, що викидається 10 мкг/м³, висота джерела викиду над рівнем землі 50м-1км, температура навколишнього середовища від -2 °С до 40 °С, напрям вітру 0-360 градусів, швидкість вітру 1-10 м/с.

4. Зміст розрахунково-пояснювальної записки (перелік питань, які потрібно розробити)

1. Огляд існуючих рішень в області моніторингу стану атмосферного повітря і контролю за викидами забруднюючих речовин промисловими підприємствами

2. Розробка методу визначення забруднення для населених пунктів

3. Апробація методу визначення концентрації забруднюючої речовини, у населеному пункті

5. Перелік графічного матеріалу (з точним зазначенням обов'язкових креслень)

1. Гаусова модель розповсюдження забруднюючих речовин

2. Фрагмент план-схеми розміщення вимірювальних станцій

3. Моделювання впливу навколишньої температури на значення концентрації викидів

4. Моделювання впливу швидкості вітру на значення концентрації викидів

5. Моделювання впливу відстані від джерела забруднення на значення концентрації викидів

6. Консультанти розділів роботи

| Розділ | Прізвище, ініціали та посада консультанта | Підпис, дата | |
|----------------------|---|----------------|------------------|
| | | завдання видав | завдання прийняв |
| <i>нормоконтроль</i> | <i>проф. Лютак З.П.</i> | | |
| | | | |
| | | | |
| | | | |
| | | | |
| | | | |
| | | | |

7. Дата видачі завдання _____

КАЛЕНДАРНИЙ ПЛАН

| № з/п | Назва етапів магістерської роботи | Термін виконання етапів роботи | Примітка |
|-------|---|--------------------------------|----------|
| 1. | <i>Огляд існуючих рішень в області моніторингу стану атмосферного повітря і контролю за викидами забруднюючих речовин промисловими підприємствами</i> | <i>18.11.24-24.11.24</i> | |
| 2. | <i>Розробка методу визначення забруднення для населених пунктів</i> | <i>25.11.24-02.12.24</i> | |
| 3. | <i>Апробація методу визначення концентрації забруднюючої речовини, у населеному пункті</i> | <i>03.12.24-09.12.24</i> | |
| 4. | <i>Оформлення магістерської роботи</i> | <i>10.12.24-16.12.24</i> | |
| | | | |
| | | | |
| | | | |
| | | | |
| | | | |
| | | | |

Студент _____
(підпис)

Воронич А.В.
(прізвище та ініціали)

Керівник роботи _____
(підпис)

Кривицький О.С.
(прізвище та ініціали)

РЕФЕРАТ

Магістерська робота: 76 с., 18 рис., 33 джерела, 5 аркушів креслень.

Об'єкт дослідження – концентрації забруднюючих речовин у атмосферному повітрі.

Мета досліджень є підвищити точність даних про концентрації забруднюючих речовин у атмосферному повітрі шляхом аналітичного методу контролю за забрудненням приземного шару атмосфери викидами від промислових підприємств.

Методи дослідження. Теоретичний аналіз існуючих рішень та технологій у галузі контролю стану атмосфери для населеного пункту. Для розрахунку концентрацій забруднюючої речовини у різних точках використовувалися методи математичного моделювання.

У даній магістерській роботі проведено огляд існуючих рішень у галузі моніторингу стану атмосферного повітря та контролю за викидами забруднюючих речовин промисловими підприємствами. Визначено основні методи та технології, що застосовуються для вимірювання концентрацій забруднюючих речовин, а також особливості їх використання в умовах територій із густою забудовою. Зокрема, розроблено метод визначення забруднення атмосферного повітря для населених пунктів, що враховує специфіку місцевих джерел викидів і географічні характеристики. Окрему увагу приділено апробації запропонованого методу на прикладі конкретного населеного пункту, де проведено вимірювання концентрації забруднюючих речовин та оцінено їх вплив на екологічну ситуацію.

КОНЦЕНТРАЦІЯ, ЗАБРУДНЮЮЧІ РЕЧОВИНИ, ПОВІТРЯ, ТОЧНІСТЬ,
НАВКОЛИШНЄ СЕРЕДОВИЩЕ

ABSTRACT

Master's thesis: 76 p., 18 fig., 33 sources, 5 sheets of drawings.

The object of the study is the concentration of pollutants in atmospheric air.

The purpose of the research is to increase the accuracy of data on the concentration of pollutants in atmospheric air by means of an analytical method for monitoring pollution of the surface layer of the atmosphere by emissions from industrial enterprises.

Research methods. Theoretical analysis of existing solutions and technologies in the field of atmospheric control for a settlement. Mathematical modeling methods were used to calculate pollutant concentrations at different points.

This master's thesis reviews existing solutions in the field of atmospheric air monitoring and control of pollutant emissions by industrial enterprises. The main methods and technologies used to measure pollutant concentrations are determined, as well as the features of their use in densely built-up areas. In particular, a method for determining atmospheric air pollution for settlements is developed, which takes into account the specifics of local emission sources and geographical characteristics. Special attention is paid to the testing of the proposed method on the example of a specific settlement, where the concentration of pollutants was measured and their impact on the environmental situation was assessed.

ЗМІСТ

| | |
|--|----|
| Вступ..... | 7 |
| 1. Огляд існуючих рішень в області моніторингу стану атмосферного повітря і контролю за викидами забруднюючих речовин промисловими підприємствами..... | 10 |
| 1.1. Існуючі інструментальні методи визначення та моніторингу забруднення атмосферного повітря..... | 10 |
| 1.2 Розрахунково-аналітичні методи визначення параметрів джерел та їх викидів..... | 20 |
| 1.2.1 Поведінка потоку, що викидається в атмосферу..... | 20 |
| 1.2.2 Моделі визначення концентрації забруднюючих речовин..... | 23 |
| 1.2.3 Рівняння турбулентної дифузії..... | 24 |
| 1.2.4 Гаусова дисперсійна модель..... | 25 |
| 1.3 Методики визначення концентрації забруднюючої речовини в атмосфері..... | 28 |
| 1.3.1. Методика, описана в КД 52.9.4.01-09..... | 28 |
| 1.3.2 Інші методики визначення концентрації забруднюючої речовини в атмосфері..... | 32 |
| 2. Розробка методу визначення забруднення для населених пунктів..... | 35 |
| 2.1. Спрощення, що приймаються при розробці методу..... | 35 |
| 2.2. Формування забруднення атмосфери промисловими підприємствами..... | 35 |
| 2.2.1. Параметри виробництва, що впливають на обсяг забруднюючої речовини, що викидається в атмосферу..... | 35 |
| 2.2.2. Особливості моделювання забруднення атмосфери окремим промисловим підприємством..... | 37 |
| 2.2.3. Розрахунок концентрації забруднюючої речовини..... | 38 |
| 2.2.4. Побудова полів концентрацій забруднюючої речовини у приземному шарі атмосфери..... | 42 |
| 2.3. Моделювання забруднення атмосферного повітря населеного пункту при наявності кількох підприємств..... | 45 |

| | |
|---|----|
| | 6 |
| 2.3.1 Визначення відстані від джерела забруднення до розрахункової точки..... | 46 |
| 2.3.2 Розрахунок забруднення атмосфери для населеного пункту промисловими підприємствами..... | 48 |
| 2.4. Моделювання забруднення населеного пункту..... | 49 |
| 3. Апробація методу визначення концентрації забруднюючої речовини, у населеному пункті..... | 54 |
| 3.1 Проведення розрахунку на основі розробленої методики..... | 54 |
| 3.1.1. Вплив температури довкілля на значення концентрації..... | 55 |
| 3.1.2. Вплив класу атмосферної стабільності на значення концентрації | 57 |
| 3.1.3. Вплив швидкості вітру на значення концентрації..... | 59 |
| 3.1.4. Вплив відстані від джерела забруднення значення концентрації. | 61 |
| 3.2 Особливості дій щодо встановлення джерела забруднення атмосфери населеного пункту..... | 63 |
| 3.2.1 Розрахунково-аналітичний метод встановлення джерела наднормативного забруднення атмосфери населеного пункту..... | 64 |
| 3.2.2 Аналітичний метод визначення джерела наднормативного забруднення атмосфери із проведенням інструментальних вимірювань..... | 66 |
| 3.2.3. Визначення черговості проведення контрольних вимірів..... | 68 |
| 3.2.4. Встановлення джерела, викид забруднюючої речовини якого спричинив наднормативне забруднення атмосфери розрахунковим методом..... | 69 |
| Висновки..... | 72 |
| Список використаних джерел..... | 73 |

ВСТУП

У всьому світі проблема якості довкілля є актуальною. Зростання обсягів виробництва та розширення його номенклатури призводять до підвищення негативного впливу на навколишнє середовище та в першу чергу на атмосферне повітря. Перелік промислових підприємств, що викидаються в атмосферу, різних галузей (газо- і нафтопереробної, паливно-енергетичної тощо) основних забруднюючих речовин налічує понад 80 найменувань (серед яких присутні різні вуглеводні, оксиди металів).

Забруднення повітря в конкретному місці населеного пункту залежить від багатьох параметрів: розташування промислових підприємств, основних об'єктів забруднення атмосфери, характеристик їх виробництва та джерел викиду, температури навколишнього середовища, напряму та сили вітру, атмосферних умов (стабільність, хмарність, конвекція) тощо .

Для прийняття управлінських рішень щодо регулювання викидів підприємств необхідна вичерпна інформація про забруднення повітря у приземному шарі на всій території населеного пункту.

Існуючі системи моніторингу, ґрунтуються на періодичному інструментальному контролі, що проводиться на стаціонарних або пересувних постах, дає точну інформацію на момент проведення виміру в точці, де проводиться замір. На основі цієї інформації робляться висновки про забруднення атмосфери на площі, що прилягають до місця проведення вимірів.

Такий підхід дає можливість оцінити забруднення атмосферного повітря в населеному пункті в цілому, але не дає інформації про реальний стан атмосфери у будь-якій точці, розташованій на відстані від місця проведення вимірів.

В даний час наднормативний викид забруднюючої речовини конкретного підприємства в атмосферу, що призводить до перевищення гігієнічних нормативів концентрації забруднення в приземному шарі атмосфери на конкретній місцевості і фіксується стаціонарним постом, встановлюється на

основі експертних оцінок, які не завжди є точними. Розрахунково-аналітичні методи, які могли б вирішити дані проблеми, не набули належного поширення.

Мета роботи: підвищити точність даних про концентрації забруднюючих речовин у атмосферному повітрі шляхом аналітичного методу контролю за забрудненням приземного шару атмосфери викидами від промислових підприємств.

Об'єктом досліджень є концентрації забруднюючих речовин у атмосферному повітрі.

Предметом досліджень є формування концентрацій забруднюючих речовин атмосферними викидами за різних метеоумов.

Для досягнення поставленої мети було сформульовано такі завдання:

1. Удосконалити аналітичний метод контролю забруднення приземного шару атмосфери за рахунок розгляду Гаусової дисперсійної моделі для визначення приземних концентрацій забруднюючих речовин, що створюються джерелами.

2. На основі розробленої Гаусової дисперсійної моделі розробити методику визначення забруднення атмосфери населеного пункту викидами промислових підприємств, що дозволяє проводити розрахунок концентрацій забруднюючих речовин для різних метеорологічних та атмосферних умов.

3. Розробити методику розрахункового визначення фонових концентрацій забруднюючих речовин у будь-якій точці населеного пункту.

Наукова новизна роботи полягає в наступному:

1. Удосконалена Гауссова дисперсійна модель враховує забруднення від усіх промислових підприємств, розташованих у населеному пункті та дозволяє працювати з різними системами координат.

2. Розроблена методика визначення забруднення атмосфери викидами промислових підприємств дозволяє розраховувати концентрації забруднюючих речовин у конкретній точці населеного пункту та аналізувати вплив на забруднення відстані та розташування підприємств, метеорологічних та атмосферних умов є новою.

3. Розроблена методика розрахункового визначення фонових концентрацій забруднюючих речовин дозволяє отримувати достовірні дані для будь-якої точки території, що розглядається, не має аналогів.

Практична значимість одержаних у роботі результатів:

1. Методика контролю забруднення атмосфери викидами промислових підприємств дозволила отримувати достовірну інформацію про забруднення в будь-якій точці населеного пункту та скласти прогноз забруднення.

2. Методика визначення фонових концентрацій забруднюючих речовин, що викидаються промисловими підприємствами, дозволяє отримувати достовірні дані для будь-якої точки розрахункової території.

Методи досліджень. Під час проведення дослідження проводився аналіз та синтез існуючих рішень та технологій у галузі контролю стану атмосфери населеного пункту. Для розрахунку концентрацій забруднюючої речовини у різних точках використовувалися методи математичного моделювання.

Апробація роботи.

Матеріали магістерської роботи публікувалися:

1. A. V. Voronich, O. S. Krynytskyi Analysis of models for determining the concentration of pollutants in the atmosphere, «Інформаційні технології в освіті, техніці та промисловості», 10 жовтня, Івано-Франківськ, ВНЗ Івано-Франківський національний технічний університет нафти і газу, 2024, Р.148-149.

1. ОГЛЯД ІСНУЮЧИХ РІШЕНЬ В ОБЛАСТІ МОНІТОРИНГУ СТАНУ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ І КОНТРОЛЮ ЗА ВИКИДАМИ ЗАБРУДЖУЮЧИХ РЕЧОВИН ПРОМИСЛОВИМИ ПІДПРИЄМСТВАМИ

1.1. Існуючі інструментальні методи визначення та моніторингу забруднення атмосферного повітря

Інструментальні методи найбільш точні для джерел систематичних викидів забруднюючих речовин в атмосферу.

До основних джерел викидів відносяться:

- димові та вентиляційні труби.
- вентиляційна шахта.

При вимірюванні з приладів використовуються лише газоаналізатори, призначені для контролю промислових викидів [1]. Аеродинамічні параметри вихлопних газів повинні вимірюватися відповідно до чинних державних стандартів.

Кількість вихідного газу, визначена інструментальними вимірюваннями, повинна бути при нормальних умовах: 0 °С, 101,3 кПа [1].

Використовувані методи вимірювань концентрації забруднюючих речовин у промислових викидах мають відповідати вимогам, пройти експертизу та метрологічну атестацію.

Інструментальні методи визначення параметрів викиду та джерела забруднення застосовуються за відсутності таких у технічній документації на об'єкт або з метою контролю технічного стану джерела.

Серед інструментальних засобів визначення концентрації виділяють: газову хроматографію, нефелометрію, турбідиметрію, фотометрію, атомноабсорбційну спектрометрію та потенціометрію. [1]

Газова хроматографія - хроматографія, при якій рухома фаза знаходиться в газоподібному або пароподібному стані - інертний газ (газ-носій). Нерухома фаза — це рідина з високою молекулярною масою, закріплена на пористій підкладці або на стінці довгої капілярної трубки, або просто тверда пориста

речовина, що заповнює колонку, що дозволяє розділити газову хроматографію на газову фазу та газ. Газова хроматографія є поширеним методом розділення сумішей різних речовин, які випаровуються, і не розкладаючись. При цьому компоненти розділеної суміші рухаються по хроматографічній колонці слідом за потоком газу-носія.

У міру руху суміш, що досліджується, багаторазово розділюється між газом-носієм (рухомою фазою) і нерухомою фазою. Принцип поділу - неоднаковий спорідненість речовин до летючої рухомої фази та стабільної фази яка розміщується в колоні. Компоненти суміші селективно затримуються останньою, оскільки спорідненість їх до цієї фази є різною, і таким чином поділяються (компонентам з великою спорідненістю потрібен більший час для виходу з нерухомої фази, ніж компонентів з меншою спорідненістю). Потім речовини виходять із колонки і реєструються детектором. Сигнал детектора записується у вигляді хроматограми комп'ютером [2].

Для аналізу аерозолів, суспензій, емульсій, різноманітних суспензій та інших каламутних середовищ використовують турбідиметричні та турбідиметричні методи. Інтенсивність світлового променя, проходить через досліджуване середовище, буде зменшується внаслідок розсіювання та поглинання ним світла [2].

Нефелометричний метод дозволяє визначити концентрацію частинок у розчині, ґрунтується на вимірюванні інтенсивності світла, яке розсіяне частинками. Інтенсивність розсіяного світла підпорядковується закону Релея:

$$I_n = I_0 \left[\frac{n_1^2 - n_2^2}{n_2^2} \frac{N \nu^2}{\lambda^4 r^2} \right] 1 + \cos^2 \beta, \quad (1.1)$$

де I_n і I_0 - відповідні інтенсивності розсіяного і падаючого світла; n_1 та n_2 - відповідні коефіцієнти заломлення частинок та середовища; N - загальна кількість світлорозсіювальних частинок; ν - об'єм однієї частки; λ - довжина хвилі падаючого світла; r - відстань до приймача розсіяного світла; β - кут між падаючим і розсіяним світлом. У разі нефелометричного дослідження деякі величини залишаються незмінними і рівняння 1.1 переходить:

$$I_n = I_0 k \frac{Nv^2}{\lambda^4} . \quad (1.2)$$

Множник $1/\lambda^4$ вказує на зростання інтенсивності розсіяного світла зі зменшенням довжини хвилі падаючого світла [3].

Серйозне утруднення на практиці нефелометрії у тому, що інтенсивність розсіяного світла залежить від об'єму частинок. Через даний факт велике значення має уніфікація методів приготування сумішей - суворе дотримання концентраційних і температурних умов, порядку і швидкості змішування розчинів, введення захисних колоїдів і т.д. від досліду до досліду [4].

Концентрацію можна виразити числом частинок в одиниці об'єму:

$$C = \frac{N}{N_A V} , \quad (1.3)$$

де V – об'єм аерозолі; N_A – стала Авогадро [5].

Підставляючи (1.3) до (1.2), отримуємо:

$$I_n = I_0 k \frac{N_A C V v^2}{\lambda^4} , \quad (1.4)$$

при постійних V , λ , v рівняння (1.4) набуває вигляду:

$$I_n = I_0 k' C , \quad (1.5)$$

або

$$I_n/I_0 = k' C , \quad (1.6)$$

Рівняння 1.6 показує, що відношення інтенсивності розсіяного світла до інтенсивності падаючого пропорційна концентрації зважених частинок. Калібрувальний графік у координатах I_n/I_0 як функція C буде лінійний. Проте іноді можна зустріти рекомендацію будувати калібрувальний графік в координатах $D_v - C$, де D_v - так звана відносна або оптична щільність, що здається [5], розраховується як

$$D_v = -\lg I_n/I_0 . \quad (1.7)$$

Така рекомендація дається, у заводських описах деяких нефелометрів.

З формули 1.6 виходить, що

$$D_v = -\lg C - \lg k' . \quad (1.8)$$

тобто D_v зменшується зі зростанням концентрації, що цілком зрозуміло, так як зі збільшенням концентрації збільшується кількість розсіювальних частинок і зростає інтенсивність розсіяного світла.

У відповідності з рівнянням 1.8 графік в координатах $D_v - \lg C$ буде лінійним у протилежність до графіка в координатах $D_v - C$.

Турбідиметричні методи засновані на вимірюванні інтенсивності світла I , яке пройшло через аналізований аерозоль. При достатньому розбавленні інтенсивність світла яке пройшло визначається рівнянням:

$$\lg \frac{I}{I_0} = -klC. \quad (1.9)$$

де l - товщина шару, а k - іноді називають молярним коефіцієнтом мутності розчину [5].

У турбідиметрії застосовуються прийоми роботи та прилади, які зазвичай використовуються у фотометрії, частіше всього метод калібрування графічною залежністю. Відома також низка методик турбідиметричного титрування. Турбідиметричні визначення зазвичай виконують за допомогою фотоелектричних колориметрів-нефелометрів [6].

Основною перевагою нефелометричних і турбідиметричних методів є їх висока чутливість, що особливо важливо для елементів або іонів, для яких неможливе застосування кольорових реакцій. Однак ці методи поступаються фотометрії за точністю, оскільки виникають складнощі у виготовленні аерозолів з однаковими розмірами часток, їх стабільністю в часі та іншими характеристиками. До стандартних невеликих похибок фотометрії додаються помилки, пов'язані з низькою відтворюваністю властивостей аерозолів [6].

Фотометрична технологія використовується для вимірювання концентрації різних компонентів у газових та деяких рідких середовищах.

Технологія ґрунтується на унікальності спектру поглинання для кожної речовини. При проходженні світлового пучка через газ чи рідину випромінювання на певних довжинах хвиль поглинається ефективніше, ніж у решті спектру. Отже, після проходження випромінювання через кювету з газом або рідиною інтенсивність випромінювання на певних довжинах хвиль

знижується. Відношення інтенсивностей дозволяє визначити вміст компонента газової суміші [6].

Конструкції та варіанти виконання аналізаторів, заснованих на фотометричній технології, різні. Залежно від характерних особливостей спектра поглинання газових компонентів вимірювання проводяться в інфрачервоній або ультрафіолетовій частині спектру [6].

У фотометричних аналізаторах використовуються різні модифікації фотометричної технології:

- кореляційна – GFC (gas filter correlation);
- заснована на кількох довжинах хвиль – SBMW (single beam multiple wavelength);
- заснована на одній довжині хвилі - SBSW (single beam single wavelength).

Кореляційна технологія в основному застосовується на слідовому рівні для аналізу змісту NO, CO, HCl, CO₂, SO₂, N₂O і CH₄. Ці гази мають характерний окремий пік в спектрі поглинання. У поєднанні з особливостями технології, це дозволяє отримати надійні результати на рівні мікроконцентрацій [6].

Розглянемо кореляційну технологію на прикладі вимірювання вмісту NO газової суміші. Основні елементи вимірювального блоку:

- широкосмугове джерело випромінювання (працює в інфрачервоному, рідше в ультрафіолетовому спектрі),
- коліматор,
- два фільтри у вигляді заповнених газом кювет, встановлені на барабані, що обертається (один фільтр заповнений чистим NO, другий — азотом),
- кювета з аналізованим газом,
- фотоприймач.

Уздовж оптичної осі блоку спрямовано випромінювання джерела. Фільтри розміщені в барабані, що обертається, випромінювання проходить через них поперемінно. Фільтр з NO поглинає практично всю енергію в робочій частині спектра, тому значення інтенсивності випромінювання, пропущеного через NO-фільтр та зареєстрованого фотоприймачем, є опорним [6].

Заповнений азотом фільтр повністю прозорий для випромінювання, втрати енергії відбуваються лише у вимірювальній кюветі. Інтенсивність випромінювання, пропущеного через фільтр з азотом дозволяє обчислити шукану концентрацію NO аналізованої суміші. Вона пропорційна логарифму відношення опорної та вимірної інтенсивностей, коефіцієнт пропорційності залежить від геометричних розмірів комірки. Чим більше втрати енергії у вимірювальній кюветі, тим більша концентрація [6].

Кореляційна технологія має низку переваг перед іншими модифікаціями фотометричного методу:

- може застосовуватися для визначення концентрацій будь-якого компонента на слідовому рівні, оскільки логарифмічна залежність дозволяє досягти високої роздільної здатності;

- не залежить від чистоти оптики, так як щільність сигналу буде однаковою для обох фільтрів, а результат розраховується на основі співвідношення їх показників;

- дозволяє проводити вимірювання в газових та рідких середовищах.

Технологія різних довжин хвиль застосовується для аналізу газів, у спектрі яких є кілька піків поглинання. Це дозволяє проводити аналіз кількох газових компонентів одночасно, на одному вимірювальному осередку. Пристрій схожий на комірку, виконану за кореляційною технологією. Але замість заповнених газом кювет на барабані встановлюються оптичні фільтри, що «вирізають» із спектра випромінювання певний діапазон, характерний для кожного конкретного газу, та опорний фільтр. В окремих випадках може встановлюватись до семи різних фільтрів [6].

Така технологія дозволяє проводити вимірювання концентрації широкого спектра компонентів на процентному рівні - CO, CO₂, CH₄, SO₂, H₂O, NO та інших. У ряді випадків вимірювати концентрацію відразу кількох компонентів. Наприклад, CO, CO₂ та CH₄.

Технологія однієї довжини хвилі діє за тими ж принципами, але довжину хвилі змінюють електронною модуляцією сигналу. Це дозволяє створювати

відносно дешеві мініатюрні вимірювальні блоки однокомпонентного аналізу на процентному рівні. [6]

Метод атомно-абсорбційної спектрометрії широко використовується при аналізі повітряних та рідких середовищ, мінеральної речовини для визначення різних елементів.

Принцип роботи методу базується на тому, що атоми кожного хімічного елемента мають власні резонансні частоти, на яких вони випромінюють або поглинають світло. Це призводить до появи на спектрах ліній (темних або світлих), що відповідають певним місцям, характерним для кожної речовини. Інтенсивність цих ліній залежить від кількості речовини та її фізичного стану. У кількісному спектральному аналізі визначають вміст досліджуваної субстанції на основі відносної або абсолютної інтенсивності ліній або смуг на спектрі.

Атомні спектри (поглинання або випромінювання) одержують переведенням речовини в пароподібний стан шляхом нагрівання проби до 1000-10000°C. Як джерела збудження атомів при емісійному аналізі струмопровідних матеріалів застосовують іскру, дугу змінного струму; при цьому пробу поміщають у кратер одного з вугільних електродів. Для аналізу розчинів широко використовують полум'я чи плазму різних газів.

Переваги методу:

- Простота;
- Висока селективність;
- Мінімальний вплив складу проби на результати аналізу.

Обмеження методу - неможливість одночасного визначення кількох елементів під час використання лінійчастих джерел випромінювання і, зазвичай, необхідність переведення проб у розчин.

Потенціометрія — це електрохімічний метод дослідження та аналізу, що базується на залежності рівноважного електродного потенціалу від термодинамічної активності компонентів електрохімічної реакції. У процесі потенціометричних вимірювань створюється гальванічний елемент, який складається з індикаторного електрода, потенціал якого залежить від активності

хоча б одного з компонентів реакції, та електрода порівняння. Потім вимірюється електрорушійна сила цього елемента [6].

У потенціометрії застосовують два типи гальванічних елементів: без перенесення, коли обидва електроди розміщені в одному і тому ж досліджуваному розчині, та з перенесенням, коли електроди знаходяться в різних розчинах, з'єднаних електролітичним контактом. Останній здійснюють таким чином, що розчини можуть змішуватися один з одним шляхом дифузії. Зазвичай їх розділяють пористою керамічною або пластмасовою перегородкою або міцно пришліфованою скляною муфтою. Елементи без перенесення використовують в основному для вимірювання констант рівноваги хімічних реакцій, констант дисоціації електролітів, констант стійкості комплексних сполук, творів розчинності, стандартних електродних потенціалів, а також активностей та коефіцієнтів активності іонів. Елементи з переносом використовують для визначення "здаються" констант рівноваги (оскільки при цьому не враховують рідинний потенціал), активностей та коефіцієнтів активності іонів, а також у потенціометричних методах аналізу [7,8].

Серед цих методів розрізняють пряму потенціометрію та потенціометричне титрування. Пряма потенціометрія застосовується безпосереднього визначення іонів за значенням відповідного індикаторного електрода (напр., срібного); при цьому електродний процес має бути оборотним [8].

До прямої потенціометрії відноситься також редоксметрія - вимірювання стандартних та реальних окисно-відновних потенціалів та констант рівноваги окисно-відновних реакцій. Окисно-відновний потенціал залежить від активностей окисленої і відновленої форм речовини. Редоксметрію застосовують також для визначення концентрації іонів у розчинах. Методом прямої потенціометрії з використанням металевих електродів вивчають механізм та кінетику реакцій осадження та утворення комплексних сполук [8].

Пряма потенціометрія має важливі переваги. У процесі вимірювань склад аналізованого розчину не змінюється. При цьому, як правило, не потрібно попереднього відділення речовини, що визначається. Метод можна легко

автоматизувати, що дозволяє використовувати його безперервного контролю деяких технологічних процесів.

Найбільш поширені методи потенціометричного титрування, за допомогою яких визначають широке коло речовин у водних та неводних середовищах. У цих методах реєструють зміну потенціалу індикаторного електрода у процесі титрування досліджуваного розчину стандартним розчином реагенту залежно від обсягу останнього. Потенціометричне титрування проводять з використанням різних реакцій: кислотно-основного та окисно-відновна, взаємодій, осадження та комплексоутворення. У методах кислотно-основного титрування як індикатори можна використовувати будь-який електрод, оборотний до іонів H^+ (водневий, хінгдроний, сурм'яний, скляний); найбільш поширений скляний електрод. Окисно-відновне титрування проводять з електродами з благородних металів (найчастіше з платиновим). У методах осадового та комплексометричного титрування індикаторний (іоноселективний або металевий) електрод повинен бути оборотним щодо одного з іонів, що беруть участь у реакції. Поблизу точки еквівалентності спостерігається різка зміна (стрибок) електродного потенціалу, зумовлена заміною однієї електрохімічної реакції [8,10].

Потенціометричне титрування має ряд переваг у порівнянні з титриметричними методами, в яких застосовують хімічні індикатори: об'єктивність і точність у встановленні кінцевої точки титрування, низька межа визначених концентрацій, можливість титрування каламутних та пофарбованих розчинів, можливість диференційованого (роздільного) визначення компонентів сумішей з однієї порції, Якщо відповідні потенціали досить різняться. Потенціометричне титрування можна проводити автоматично до заданого значення потенціалу, криві титрування записують як інтегральної, і у диференціальної формі. За цими кривими можна визначати константи рівноваги різних процесів [10].

Для визначення компонентів оборотних систем, коли на електродах встановлюються рівноважні значення потенціалів, потенціометричне титрування проводять при силі струму $I = 0$. У разі незворотних електродних

процесів, досліджуваний розчин титрують з одним або двома поляризованими електродами, тобто. при контрольованій силі струму. У цьому випадку потенціал встановлюється швидко і розширюється коло титрантів, що використовуються, і визначених сполук. Потенціометричні методи аналізу широко використовують із контролю забруднень довкілля [10].

При організації регулярних спостережень за якістю атмосферного повітря населених пунктах застосовують пости спостережень, або станції моніторингу. Встановлюють три категорії постів спостережень за забрудненням атмосфери:

- стаціонарний,
- маршрутний,
- пересувний [10].

Стаціонарний пост призначений для безперервного моніторингу вмісту забруднюючих речовин в атмосфері або для регулярного відбору проб повітря з подальшим їх аналізом [10].

Маршрутний пост призначений для регулярного відбору проб повітря в конкретній точці місцевості під час спостережень, що здійснюються за допомогою мобільного обладнання [10].

Кожен пост, незалежно від категорії, розміщується на відкритому майданчику, що має вільний доступ до повітря з усіх боків, з рівним покриттям і без пилу — на асфальті, твердому ґрунті чи газоні. Це робиться з метою виключення спотворень результатів вимірювань, спричинених наявністю зелених насаджень, будівель чи інших перешкод.

Стаціонарні та маршрутні пости розміщуються в місцях, визначених на основі попереднього аналізу рівня забруднення повітря, яке викликається промисловими викидами, викидами автотранспорту, побутовими та іншими джерелами забруднення, а також умовами розсіювання забруднень. Такі пости зазвичай розташовуються в центральних частинах населених пунктів, житлових районах з різними типами забудови (особливо в найбільш забруднених зонах), в місцях відпочинку, а також на територіях, що прилегли до автомобільних магістралей з інтенсивним рухом транспорту [5].

1.2 Розрахунково-аналітичні методи визначення параметрів джерел та їх викидів

Для визначення концентрацій розрахунковим шляхом застосовують різні дисперсійні моделі, зокрема методики, описана в КД 52.9.4.01-09. У зарубіжній практиці використовуються, в основному, Гауссова модель та її аналогії [29].

Розрахунково-аналітичні методи визначення параметрів джерела та викиду застосовуються в основному для неорганізованих та нестационарних джерел забруднення атмосфери, виходячи з реальних умов роботи та навколишнього середовища.

1.2.1 Поведінка потоку, що викидається в атмосферу

Після того, як забруднювальні речовини потрапляють у повітря, їхнє переміщення та дисперсія залежать від їхніх фізичних властивостей та характеристик атмосфери, в якій вони перебувають. Для кращого розуміння їхньої поведінки корисно вивчити загальний рух повітряного потоку після його потрапляння в атмосферу. Викиди вступають в атмосферу з певною швидкістю і температурою, які зазвичай відрізняються від відповідних параметрів навколишнього середовища. Рух викидів має вертикальний компонент, обумовлений початковою вертикальною швидкістю потоку та різницею температур, який триває до моменту, коли ці фактори перестають впливати. Цей процес підйому викидів називається підйомом шлейфу, і він змінює ефективну висоту H точки викиду. Також на шлях поширення викидів можуть впливати зміни в потоках повітря біля різних перешкод, таких як будівлі та споруди [10].

Рух потоку під впливом вітру протягом і після підйому шлейфу називається перенесенням [11].

Турбулентний рух атмосфери спричиняє хаотичний рух викидів, що веде до їхнього поширення як у горизонтальному, так і в вертикальному напрямках

через змішування з повітрям. Цей процес називають атмосферною дифузією. [1,10].

Комбінація перенесення та дифузії називається атмосферною дисперсією. Моделі, що описують ці процеси, називають моделями атмосферного переносу-дифузії або моделями атмосферної дисперсії [11].

Викид на стадії підйому шлейфу, перенесення та дифузії може також зазнавати впливу таких процесів, як:

1) хімічна трансформація домішок;

2) радіоактивний розпад та накопичення дочірніх продуктів;

3) вологе осадження:

- дощ або сніг (пар або аерозоль потрапляють у краплі води або сніжинки у хмарі та випадають у вигляді опадів);

- вимивання (пар або аерозоль захоплюються нижче дощової хмари опадами, що падають);

- туман (пар або аерозоль потрапляють у краплі води у тумані);

4) сухе осадження:

- седиментація аерозолів або гравітаційне осадження (для частинок з діаметром понад 10 мкм);

- відкладення аерозолів та адсорбція парів та газів на предметах, що знаходяться на шляху вітру;

5) утворення та злипання аерозолів. [11]

Більшість цих ефектів можна описати математично і за необхідності включити до математичних моделей. Суворих вказівок на ці моделі немає. Це фактично означає, що розробники повинні виходити із конкретної ситуації та використовувати адекватні їй моделі [12].

Загальний порядок оцінки концентрації атмосферного забруднення та/або дисперсії для даного майданчика протягом як тривалих, так і коротких періодів часу включає:

- вибір відповідної моделі з урахуванням нерівності рельєфу місцевості та висоти викиду для даного майданчика та ситуації;

- визначення класів стійкості (турбулентності) для конкретних умов за допомогою відповідних вимірних або візуально отриманих параметрів;
- визначення швидкості вітру на потрібному рівні (зазвичай на рівні викиду) за допомогою вимірювань на цьому рівні або шляхом розрахунку з використанням логарифмічних співвідношень або співвідношень функції потужності залежно від вимірювань на інших рівнях;
- визначення ефективної висоти викиду за допомогою виразів для підйому шлейфу;
- визначення коефіцієнтів турбулентності на заданій відстані з графіків або формул відповідно до моделі, яку можна вибрати в довідковій літературі;
- розрахунок концентрацій та коефіцієнтів дисперсії за відповідними формулами [12].

У деяких випадках для оцінки дисперсії можна використовувати спрощені методи. Може бути можливим використовувати рівняння, що ґрунтуються на припущенні про гомогенність характеристик атмосферної дисперсії в даному районі. Це особливо корисно, коли відсутня конкретна метеорологічна інформація про майданчик, а порівняння з іншими параметрами, такими як розподіл населення (попереднє дослідження майданчика), ще потрібно зробити, або коли йдеться лише про незначні викиди [12].

Навіть при використанні складних методів, хоч і відомо, що концентрації більш-менш пов'язані з різними показниками стійкості, є дуже мало інформації щодо розкиду результатів у межах конкретного класу стійкості [13].

Вибір параметрів, що вводяться, і коригування дисперсійних моделей у застосуванні до конкретної ситуації залежить від характеристик досліджуваної області (майданчика), району її розташування та умов викиду. Таким чином, вибір відповідної моделі або необхідного поєднання моделей для конкретного майданчика та конкретних умов викиду потрібно ґрунтувати на ретельному вивченні майданчика та характеристик джерел забруднюючих речовин, значимих з погляду дисперсії [14].

Особливо важливо враховувати обмеження цих моделей. Моделі, що використовуються в різних країнах як державні, переважно застосовуються до

ситуацій, в яких метеорологічні параметри, такі як характеристики вітру та вертикальний градієнт температури, приблизно рівномірні в часі та просторі [12].

Варто розуміти, що у реальності можуть виникнути ситуації, у яких метеорологічні параметри швидко змінюються у часі чи просторі. Загальних моделей, які охоплювали всі ситуації, немає.

1.2.2 Моделі визначення концентрації забруднюючих речовин

Для моделювання процесів забруднення повітря і побудови полів концентрацій на малих і середніх відстанях від джерела викидів (що найбільш близько відображає фізичну картину забруднення атмосфери автомобільними викидами) існує два підходи - на основі розсіювання за формулами Гаусса, який передбачає оцінку розподілу концентрацій забруднень. на основі теорії масопереносу (так звані «градієнтні» моделі або К-моделі, засновані на вирішенні рівнянь турбулентної дифузії [12].

За кордоном широко використовуються різні версії гаусових моделей для розрахунку поширення забруднювачів в атмосфері. До таких моделей належать американські моделі HIWAY-2, CALINE-4 (California Line Source Model), GM (General Motors), GFLSM (General Finite Line Source Model), а також фінська модель CAR-FMI (Contaminants in the Air from a Road, розроблена Фінським метеорологічним інститутом). У моделях HIWAY-2 та CALINE-4 концентрації забруднювачів розраховуються для кінцевого лінійного джерела при різних напрямках вітру. Для цього джерело розбивається на кілька елементів, для кожного з яких розраховуються концентрації, які потім підсумовуються для отримання загальної концентрації. Модель GFLSM, в свою чергу, базується на формулах для нескінченно довгого лінійного джерела [12].

Основу моделювання поширення забруднювачів на основі статистичного опису процесів турбулентності поклали роботи Сеттона, Пасквілла, Гіффорда, Моделі будуються на припущенні, що шлейф забруднюючої речовини має гауссовий розподіл і концентрація в заданій точці у напрямку вітру може бути

розрахована за допомогою узагальненого рівняння Гауса. Такі моделі знайшли широке застосування завдяки простоті та отриманню результатів, що узгоджуються з експериментом. Гаусові моделі офіційно рекомендовані Європейською економічною комісією, метеослужбами низки країн. [12]

1.2.3 Рівняння турбулентної дифузії

Поширення забруднюючих речовин у газових середовищах визначається двома основними процесами: конвективним перенесенням, яке викликане рухом середовища, та дифузією, що відбувається внаслідок турбулентності. Тому математична модель повинна адекватно описувати як поле середніх швидкостей потоку, так і характеристики турбулентної дифузії, оскільки обидва процеси значно впливають на розподіл забруднень у атмосфері. [12].

Система точних рівнянь, що описує в часі всі деталі еволюції поля швидкостей і концентрацій в практичних завданнях, не може бути вирішена за допомогою сучасних обчислювальних засобів через велику складність і обчислювальні витрати. Тому єдиним економічно виправданим підходом є розв'язання рівнянь посереднього руху, які визначають розподіл середніх величин за часом. Зазвичай саме ці середні величини є важливими для практичних задач. Час опосередкування має бути значно більшим за тимчасовий масштаб турбулентності, але набагато меншим за тимчасовий масштаб середньої течії (наприклад, добовий цикл в прикордонному шарі атмосфери). Рівняння посереднього руху включають члени, що описують турбулентне перенесення. Для розв'язання системи рівнянь ці члени повинні бути апроксимовані за допомогою певної моделі турбулентності. Основна вимога до таких моделей полягає в тому, щоб вони були достатньо простими для практичних розрахунків, але при цьому враховували найважливіші фактори, що впливають на розсіювання забруднюючих речовин [12].

Завдання поширення викидів в атмосфері може бути визначено як рішення за певних початкових та граничних умов наступного диференціального рівняння для середніх значень швидкостей та концентрації:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial x} \left(K_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_z \frac{\partial C}{\partial z} \right), \quad (1.10)$$

де C – масова концентрація домішки; x, y, z - система прямокутних координат, в яких вісь X збігається із напрямом вітру, а вісь Z вертикальна; u швидкість вітру; K_x, K_y, K_z - Коефіцієнти турбулентної дифузії в напрямку осей X, Y, Z відповідно [12].

Зазвичай в рівняннях розсіювання шкідливих викидів прийнято означати осі X, Y, Z , де осі X і Y знаходяться в площині землі, а вісь Z спрямована вертикально вгору. Звідки швидкості посереднього руху речовин позначають U_x, U_y, U_z .

Рівняння турбулентної дифузії покладено в основу для безлічі методик, застосовуваних на вирішення різних завдань.

1.2.4 Гаусова дисперсійна модель

Модель Гауса [12,14] базується на таких припущеннях:

- метеоумови та характеристики поверхні, що визначають поширення та розсіювання хмари на всій території, однакові та постійні за часом;
- джерело викидів діє протягом тривалого часу;
- внаслідок впливу турбулентної дифузії концентрація забруднюючої речовини розподіляється в горизонтальному та вертикальному напрямках за законом Гаусса, з дисперсіями σ_y, σ_z що залежать від відстані вниз за вітром від джерела, стану стійкості атмосфери та характеру ландшафту території;
- забруднююча речовина, що викидається джерелом в атмосферу, консервативно;
- поглинання забруднюючої речовини на поверхні землі відсутнє.

Модель Гауса працює при швидкостях вітру, що перевищують 1 м/с.

Основне рівняння гаусової моделі:

$$C(x, y, z) = \frac{QK}{\pi \sigma_y \sigma_z u} \exp\left(-0,5 \frac{y^2}{\sigma_y^2}\right) \left(\exp\left(-0,5 \frac{(z-H)^2}{\sigma_z^2}\right) + \exp\left(-0,5 \frac{(z+H)^2}{\sigma_z^2}\right) \right), \quad (1.11)$$

Рівняння 1.11 справедливе для концентрацій, усереднених у часі для декількох хвилин, тобто для інтервалу часу, для якого представницькими є значення параметрів розсіювання та швидкості вітру. Переваги моделі, завдяки яким вона знайшла найбільше застосування при розрахунках забруднення атмосфери у більшості країн світу, полягає в наступному:

1. Поле концентрації від одного або декількох джерел викидів описується співвідношенням алгебри, завдяки чому машинні реалізації цієї моделі відрізняються високою швидкодією і не вимагають великих обсягів пам'яті.

2. Гаусове наближення розсіювання дозволяє враховувати безліч чинників, які впливають на рівні концентрацій домішок у приземній атмосфері. У числі цих факторів виділяють - метеоумови (швидкості вітру та стійкості атмосфери), відображення домішки від підстилаючої поверхні та підняті інверсії, виведення домішки з атмосфери опадами, внаслідок сухого осадження та хімічної трансформації. Модель дозволяє враховувати характер поверхні, над якою поширюються речовини, що забруднюють повітря: ступінь забудови, вплив лісу або відкритої поверхні.

3. Результати розрахунків за моделлю та численні експериментальні спостереження, виконані дослідницькими колективами, показали хорошу відповідність між собою: похибки розрахунків за моделлю оцінюються в кілька десятків відсотків. У деяких випадках відмінності можуть сягати 2-3 разів [12].

Оцінки забруднення атмосфери у межах цих похибок задовольняють більшості практичних завдань. Основні причини, що призводять до відмінностей при порівнянні вимірюваних та розрахованих концентрацій, пов'язані з неточністю визначення величини викидів забруднюючих речовин із джерел забруднення, невизначеністю у виборі категорії стійкості атмосфери, похибками вимірювань метеопараметрів.

Основним недоліком гаусової моделі є те, що вона розглядає початковий стан атмосфери як незбурнений, а розподіл температури, тиску, інверсії, вологості повітря та інших фізичних параметрів за висотою зводить до відповідності до моделі Міжнародної стандартної атмосфери, що в реальних умовах ніколи не спостерігається. Як відомо з численних досліджень,

метеорологічні умови є одним із найважливіших факторів, що впливають на розсіювання та розподіл концентрацій шкідливих речовин в атмосфері.

Гауссова модель варта розрахунку розсіювання забруднюючих речовин, у атмосфері точковими джерелами - щодо розрахунків із лінійними і площинними джерелами забруднення необхідно провести її адаптацію до застосування з безліччю джерел постачання та підприємств.

Модель дозволяє спрогнозувати просторово-часову картину забруднення атмосфери, не прив'язуючись безпосередньо до рельєфу місцевості та метеорологічним умовам території.

Якщо для нормування викидів користуватися різновидами моделі Пасквілл-Гіффорд, необхідно розробити і затвердити алгоритм вибору умов для нормування. Можливо, що при цьому процедура нормування сильно ускладниться і процес втратить відносну однозначність, яку має нині. З іншого боку, слід зазначити, що КД 52.9.4.01-09 є моделлю вищого рівня, ніж основна модель МАГАТЕ і точніше розраховує концентрації забруднюючих речовин [12].

У більшості моделей використовується припущення, що розподіл домішки є гаусовим. Це припущення засноване на тому факті, що потік домішки (або потік кількості домішки), що проходить в одиницю часу через вертикальний переріз шлейфу, нормальний до середнього напрямку вітру, є постійна величина, рівна інтенсивності джерела (відповідно в об'ємних або масових одиницях). З віддаленням від джерела викиду відбувається поступове розмивання шлейфу, що призводить до збільшення площі поперечного перерізу, а, отже, зменшення концентрації домішки по осі шлейфу. Висловлене положення є основною властивістю розподілу Гауса: площа під дзвоноподібною кривою є постійною на будь-якій відстані від джерела, а тому зі збільшенням ширини шлейфу (середнього квадратичного відхилення) середнє значення з його осі зменшується. В загальному випадку, коли вісь абсцис спрямована вздовж середнього вітру, можна вважати, що випадкові обурення, зумовлені атмосферою турбулентністю, розсіюють домішку по біноральному закону щодо центральної осі шлейфу (тобто за нормальним

законом як у горизонтальній, так і вертикальній площинах). Математичне опис таких кривих дозволяє моделювати дисперсію збурень шлейфу. Так, середній рівень концентрацій у містах вважається за простою дисперсійною моделлю Гаусса. За вдосконаленою гаусовою моделлю оцінює концентрацію, опосередковану протягом тривалого часу [15]. Використовуючи гауссівський розподіл шлейфу, визначення середніх концентрацій зводять джерела в одну точку, при цьому концентрацію розглядають як суму концентрацій від окремих труб. Вважаючи, що всередині кожного румба для інтервалу часу, що цікавить напрям вітру розподілено рівномірно, він виділяє румби з максимальною повторюваністю великих концентрацій. Різні модифікації гауссової моделі шлейфу дають можливість приблизно враховувати нерівності рельєфу місцевості, хімічні реакції першого порядку [12].

1.3 Методики визначення концентрації забруднюючої речовини в атмосфері

1.3.1. Методика, описана в КД 52.9.4.01-09

КД 52.9.4.01-09 [16] є негаусовою моделлю поширення забруднювача від множинних джерел, розроблену групою фахівців Головної геофізичної обсерваторії. В її основі лежать аналітичні апроксимації чисельного рішення рівняння адвективної дифузії, спочатку отримані для одиночних джерел забруднення, а потім інтегровані для представлення лінійних та розосереджених за площею джерел забруднення (ЄТС/АСС 2004 – Європейський тематичний центр із проблем).

КД 52.9.4.01-09 є основним документом до розрахунку концентрацій шкідливих речовин. Методика призначена визначення приземних концентрацій (у двометровому шарі над поверхнею землі), і навіть вертикального розподілу концентрацій для стаціонарних джерел. Методика не поширюється на розрахунок концентрацій на далеких відстанях (понад 100 км від джерела викиду). КД 52.9.4.01-09 може використовуватися для оцінки максимально

можливої концентрації газоповітряної домішки за найгірших умов розсіювання [16].

Найбільша концентрація забруднюючої речовини в повітрі C_m для заданого джерела викидів (висота, швидкість і температура викидів та інші параметри якого зафіксовані) може досягатися лише за однієї характерної для даного джерела викидів швидкості вітру u_m (при швидкостях вітру, менших u_m або більших u_m , максимальне значення концентрації лише на рівні землі виявляється меншим, ніж C_m). Більше того, концентрація C_m , при вітрі u_m може досягатися тільки на певному віддаленні від джерела x_m (на менших і великих відстанях від джерела, ніж x_m , при небезпечній швидкості вітру концентрація буде менше, ніж C_m) [16].

Розглянемо коротко основні положення моделі. Розрахунок просторового розподілу концентрацій виходить з розрахунку трьох основних параметрів: C_m , u_m і x_m . Максимальне значення приземної концентрації шкідливої речовини C_m (мг/м^3) при викиді газоповітряної суміші з точкового одиночного джерела з круглим гирлом досягається при несприятливих метеорологічних умовах на відстані x_m (м) від джерела і визначається за формулою:

$$C_m = \frac{AMFmn\eta}{H^2 \sqrt[3]{V_1 \Delta T}}, \quad (1.12)$$

де A - коефіцієнт, залежний від температурної стратифікації атмосфери (коефіцієнт визначає географічне розташування місць, і значення задається для різних регіонів); M (г/с) - маса шкідливої речовини, що викидається в атмосферу в одиницю часу; F - безрозмірний коефіцієнт, що враховує швидкість осідання шкідливих речовин в атмосферному повітрі; m і n - коефіцієнти, що враховують умови виходу газоповітряної суміші від джерела викиду; значення цих коефіцієнтів визначаються в залежності від ряду параметрів, що характеризують джерело викиду; H (м) - висота джерела викиду над рівнем землі; η - безрозмірний коефіцієнт, що враховує вплив рельєфу місцевості (у разі рівної або місцевості з перепадом висоти, не перевищує 50 м на 1 км, $h = 1$); ΔT ($^{\circ}\text{C}$) - різниця між температурою викидуваної газоповітряної

суміші Тг і температурою навколишнього атмосферного повітря Тв; V_1 (м³/с) - витрата газоповітряної суміші.

Значення безрозмірного коефіцієнта F для газоподібних шкідливих речовин приймається рівним 1 [17].

Відстань x_m (м) від джерела викиду, на якому приземна концентрація C (мг/м³) при несприятливих метеорологічних умовах досягає максимального значення C_m визначається за формулою:

$$x_m = ((5 - F)/4)dH, \quad (1.13)$$

де безрозмірний коефіцієнт d знаходиться за формулами, детально наведеними в [17].

Максимальне значення приземної концентрації шкідливих речовин C_m (мг/м³) при несприятливих метеорологічних умовах і швидкості вітру u (м/с), що відрізняється від «небезпечної» швидкості вітру u_m (м/с), визначається за формулою:

$$C_{mi} = rC_m, \quad (1.14)$$

де r - безрозмірна величина, що визначається за формулами через величини u і u_m .

Відстань від джерела викидів x_{mi} (м), на якому при швидкості вітру та несприятливих метеорологічних умовах приземна концентрація шкідливих речовин досягає максимального значення C_{mi} (мг/м³), визначається за формулою:

$$x_{mi} = px_m, \quad (1.15)$$

де p - безрозмірний коефіцієнт, що визначається величиною відношення u/u_m .

При «небезпечній» швидкості вітру їм приземна концентрація шкідливих речовин C (мг/м³) в атмосфері по осі факела викиду на різних відстанях x (м) від джерела викиду визначається за формулою:

$$C = C(x) = s_1(x)C_m, \quad (1.16)$$

де s_1 - безрозмірний коефіцієнт, що визначається залежно від відношення x/x_{mi} та коефіцієнта F.

Значення приземної концентрації шкідливих речовин в атмосфері C_y (мг/м^3) на відстані y (м) перпендикуляром до осі факела викиду визначається за формулою:

$$C_y = C_y(x, y) = s_2(y/x, u)C, \quad (1.17)$$

де залежність s_2 від x/y , u задана [18].

Ця методика призначена, передусім, до розрахунку найгірших полів концентрації, а не для розрахунку поточних концентрацій за конкретних метеоумовах. Такі поля включають значення 98-го перцентилі функції розподілу ймовірностей концентрації, що є певною сукупністю індикаційних точок.

Результати розрахунків концентрації забруднюючих речовин слід зіставляти з стандартами якості навколишнього повітря за короткий період часу, званими Гранично допустимою концентрацією (ГДК).

У методиці КД 52.9.4.01-09 введено надлишкове число параметрів (чотири), тоді як достатньо двох. Надмірність параметрів ускладнює розрахунок, а іноді через суперечливі умови призводить до помилок. Деякі формули методики КД 52.9.4.01-09 мають недостатню точність.

У методиці КД 52.9.4.01-09 відсутнє чітке визначення проектної та перевіркової задач встановлення гранично допустимих викидів (ПДВ), внаслідок чого завдання помилково зводиться до розрахунку концентрації забруднюючої речовини у приземному шарі атмосфери. Фактично необхідно визначати витрата атмосферного повітря, що бере участь у розсіюванні викиду з цього джерела, по відношенню заданої точки при певному напрямку і швидкості вітру.

Є випадки, коли модель КД 52.9.4.01-09 працює не досить добре:

- перенос забруднюючих речовин на великі висоти (модель не розглядає такі ситуації, оскільки вони не дають максимальних концентрацій);
- перенесення забруднюючих речовин на великі відстані (понад 30 км).

Однак, за цих умов модель Пасквілла-Гіффорда також не працює (модель працює до 10 км і обмежена по висотах - не розраховує вертикальний розподіл домішки в атмосфері).

Ця модель не дозволяє проводити розрахунок різних умов стану атмосфери, не враховує особливості часу доби.

1.3.2 Інші методики визначення концентрації забруднюючої речовини в атмосфері

Кількість і характер методик визначають, з одного боку, колом завдань, які стоять перед екологічними службами, з другого - вимогами до точності моделювання. Різноманітність вимог до характеру оцінок забруднення та висока специфічність поширення викидів домішок у різних метеоумовах призводять до необхідності використання тих методик, які наведені нижче [28].

1. Штатні методики служб Цивільної оборони. Стандартна методика заснована на емпіричних моделях та дозволяє визначити максимально можливу зону ураження при викидах отруйних речовин. Методики вказують не реальне положення хмари викидів у той чи інший момент часу, а означає межі, в межах яких концентрація отруйних речовин може досягти небезпечних для здоров'я людини значень за несприятливих метеоумов. Методики, в силу зазначених особливостей, мають простоту і швидке забезпечення результату, але дають інформацію лише про зони з небезпечними здоров'ю концентраціями.

2. Методики, що реалізують найпростіші нестационарні моделі для розрахунку поширення хмари забруднюючих речовин, призначені для експрес-прогнозу. Моделі будуються на основі методик МАГАТЕ і гаусової моделі і дозволяють розрахувати траєкторію та час руху хмари викидів до втрати токсичності або в області, що цікавить, в поточних метеоумовах. Стандартів, що встановилися, на такі методики немає.

3. Моделі, що реалізують нестационарні моделі забруднення, що враховують неоднорідність поверхні, що підстилає. Квазі тривимірні моделі, засновані на використанні напівемпіричних моделей МАГАТЕ з рішенням рівняння переносу-дифузії домішок у приземному шарі. Для підвищення швидкості та точності обчислень використано високоефективні чисельні методи та враховано специфіку розв'язуваного завдання. Використовуються у

випадках, коли необхідно врахувати неоднорідність поверхні, що підстилає, а обчислювальні ресурси та/або брак інформації не дозволяють використовувати методики 6.

4. Методики, що реалізують найбільш повні та досконалі нестационарні моделі поширення забруднюючих речовин в атмосфері, до яких включено розрахунки метеорологічних характеристик атмосфери з урахуванням орографії (рельєф місцевості). Моделі засновані на вирішенні задач метеорологічного прогнозу та вирішенні тривимірного рівняння перенесення дифузії домішки. Вимагають значних обчислювальних ресурсів та докладного завдання великих обсягів вхідної та початкової інформації. Використання моделей цього класу виправдано, коли від результатів експертизи залежать життя і долі людей, а специфіка метеоумов і орографія місцевості такі, що вищезазначені моделі непридатні. Це випадки великих аварій, які мали тяжкі наслідки, або експертиза проектів з прогнозом можливих подій, які можуть призвести до таких наслідків.

5. Методики, що дозволяють прогнозувати забруднення за штилевих умов різних типів. Характеристики поширення та дифузії домішок у штилевих умовах і під час вітру різняться настільки, що для їх опису потрібні різні моделі. Характер поширення забруднення під час штилю істотно залежить стану атмосфери, орографії місцевості і початкових умов.

6. Блок методик, що дозволяють врахувати процеси хімічної трансформації домішок. У разі потреби його підключають до методик 4-7. Використовується в тих випадках, коли для аналізу події є суттєвим є облік хімічних реакцій, що протікають у хмарі викидів, наприклад, у разі можливості значного підвищення чи зменшення токсичності. Підключення блоку може значно у кілька разів уповільнити час роботи розрахункової моделі.

7. Спеціалізовані методики для районування територій за ймовірністю аварій та за рівнем загрози промисловим об'єктам та населенню, що будуються на основі середньостатистичних моделей з використанням інформації про троянди вітрів даної місцевості. Істотним моментом при побудові даних методик є необхідність урахування реакції об'єкта, що піддається впливу хмари викидів. Характер реакції об'єкта залежить від його властивостей, типу та

концентрації токсичної речовини та тривалості його впливу. Об'єктом може бути людина і промислове підприємство. Методики з метою оцінки забруднення території чи об'єктів базуються на методиках 1-8. Вибір методики визначається характером необхідної оцінки. Наприклад, для оцінки впливу на здоров'я населення у разі викиду отруйних газів можна використовувати методику 1, у разі нешкідливих домішок взагалі не потрібно розрахунків, а проміжні випадки, як завжди, складні для моделювання.

8. Комплекс синоптико-статистичних методик та автоматизованого прогнозування несприятливих метеорологічних умов (НМУ), призначений для оцінки та прогнозування рівнів забруднення атмосферного повітря, а також прийняття рішення щодо атмосфероохоронної діяльності як у короткостроковому, так і в довгостроковому аспектах. Для отримання методик із високою якістю прогнозування необхідні дослідження з діагностики погодних процесів синоптичного масштабу, що призводять до реалізації НМУ, та на основі цих досліджень створення класифікації синоптичних процесів. Розробка таких методик базується на багатовимірному статистичному апараті. Побудова прогностичних залежностей ґрунтується на теорії вирішення некоректних завдань, що дозволяє отримувати стійкі рішення за наявності корельованості параметрів, що описують синоптичну ситуацію. Прогностична система включає: прийом і обробку метеорологічної інформації з каналів зв'язку, контроль і коригування даних, архівування і власне прогноз.

2. РОЗРОБКА МЕТОДУ ВИЗНАЧЕННЯ ЗАБРУДНЕННЯ ДЛЯ НАСЕЛЕНИХ ПУНКТИВ

2.1. Спрощення, що приймаються при розробці методу

Метод, що розробляється, буде справедливий для ситуацій з викидами тих забруднюючих речовин, які викидаються лише промисловими підприємствами. Критеріальні забруднюючі речовини розроблюваної методикою не прораховуються, оскільки основний внесок за даними речовин здійснює автотранспорт - величина викиду у своїй динамічна, і, може бути досить точно розрахована.

Модель буде дійсною для стаціонарних джерел забруднення атмосфери. Також, у моделі не буде враховуватися наявна в розрахунковій локації забудова.

Зважаючи на те, що базова модель (Гауса) працює зі швидкостями вітру від 1 м/с і відстанями по осі починаючи від 100 метрів, такі ж обмеження матимуть і модель, що розробляється.

2.2. Формування забруднення атмосфери промисловими підприємствами

2.2.1. Параметри виробництва, що впливають на обсяг забруднюючої речовини, що викидається в атмосферу

У ході здійснення своєї виробничої діяльності промислові підприємства населеного пункту виробляють викиди забруднюючих речовин, у атмосферу. Параметри цих викидів обумовлені затвердження проєктів гранично-допустимих викидів (ГДВ). Чинники, що впливають на ступінь забруднення повітря:

1. Джерела забруднення:

- одиничний агрегат із самостійним відведенням викидів в атмосферу або група агрегатів у одиничному екологічному комплексі.

- димова труба, незалежно від того, викиди від яких агрегатів надходять через неї, або група близько розташованих один до одного труб.

- цех чи відділення, що дають загальний викид.

2. Параметри викиду:

- потужність викиду Q , не може бути вищою за нормативне значення, що використовується в розрахунках для ГДВ, постійно контролюється на джерелі:

$$Q = Q_{\min} \dots Q_H , \quad (2.1)$$

де Q_{\min} - мінімальне значення потужності викиду відповідно до технічного регламенту, Q_H - нормативне значення потужності викиду згідно з проектом ПДВ.

- Температура газоповітряної суміші (ГПС) на виході з джерела T_c , контроль на джерелі забруднення атмосфери не проводиться:

$$T_T = T_{\min} \dots T_{\max} , \quad (2.2)$$

де T_{\min} - мінімальна температура ГПС на виході з джерела відповідно до технічного регламенту;

T_{\max} - максимальне значення температури ГПС відповідно до технічного регламенту.

- Об'ємна витрата ГПС - v_s швидкість виходу газоповітряної суміші з джерела, значення контролюється на джерелі

$$v_s = v_{\min} \dots v_h , \quad (2.3)$$

де v_{\min} - мінімальне значення швидкості виходу ГПС відповідно до технічного регламенту;

v_h - нормативне значення швидкості виходу ГПС.

- Параметри гирла джерела (майданчика).

- Висота джерела.

3. Часовий режим джерела забруднення:

- безперервна цілодобова робота з тривалими проміжками між зупинками та зупинками, викликаними нерегламентними обставинами;

- періодична робота за графіком або без чіткого тимчасового графіка.

2.2.2. Особливості моделювання забруднення атмосфери окремим промисловим підприємством

Як приклад використовуватимемо типову план-схему підприємства, представлену на рис. 2.1.

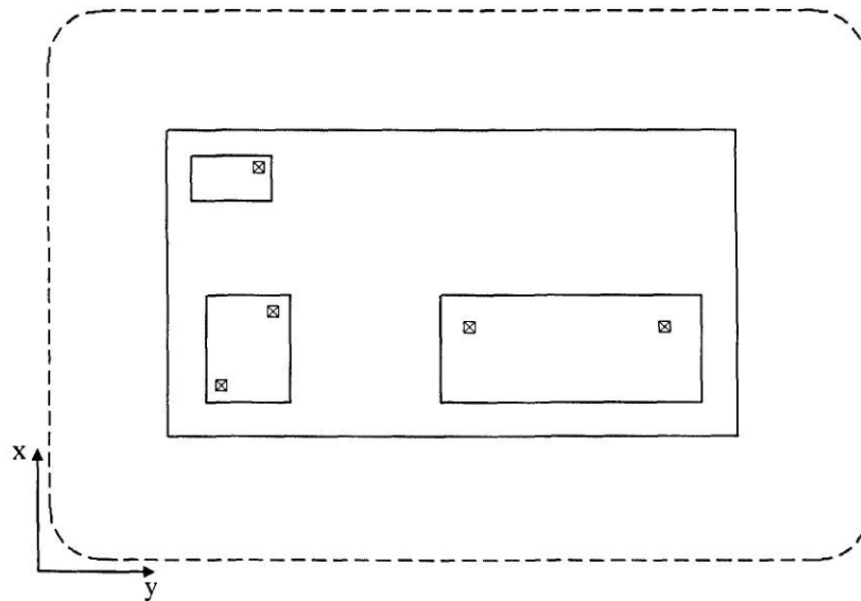


Рисунок 2.1 – Типова план-схема підприємства

На рис. 2.1 можна бачити підприємство у межах (зовнішній прямокутник, позначений суцільною лінією), виробничі ділянки (менші суцільні прямокутники) з організованими ними джерелами забруднення атмосфери (позначені чорними квадратами з перехрестями всередині). Прямокутник, виконаний штриховою лінією – межа санітарно-захисної зони підприємства.

При моделюванні впливу на довкілля конкретного підприємства проводиться аналіз чинного проекту підприємства, після якого стає можливим встановити коло можливих джерел забруднення, які здійснюють внесок у розрахунковій точці, шляхом аналізу характеру та параметрів викидів [17].

Метеорологічні параметри (напрямок, швидкість вітру) фіксуються автоматизованим постом спостереження за станом атмосферного повітря у будь-який вибраний момент часу, ця інформація також дозволяє провести

обмеження кола можливих вкладників, які формують значення концентрації забруднюючих речовин у розрахунковій точці.

Обмеживши коло можливих джерел-вкладників з урахуванням метеорологічних параметрів середовища, технічного регламенту підприємства міста, далі слід застосувати певні розрахунково-аналітичні дії визначення значення концентрації в розрахунковій точці [18].

2.2.3. Розрахунок концентрації забруднюючої речовини

Провести розрахунок концентрації забруднюючої речовини в розрахунковій точці згідно з моделлю Гауса можна за формулою 2.4:

$$C(x, y, z) = \frac{QK}{\pi\sigma_y\sigma_z u} \exp\left(-0,5\frac{y^2}{\sigma_y^2}\right) \left(\exp\left(-0,5\frac{(z-H)^2}{\sigma_z^2}\right) + \exp\left(-0,5\frac{(z+H)^2}{\sigma_z^2}\right) \right), (2.4)$$

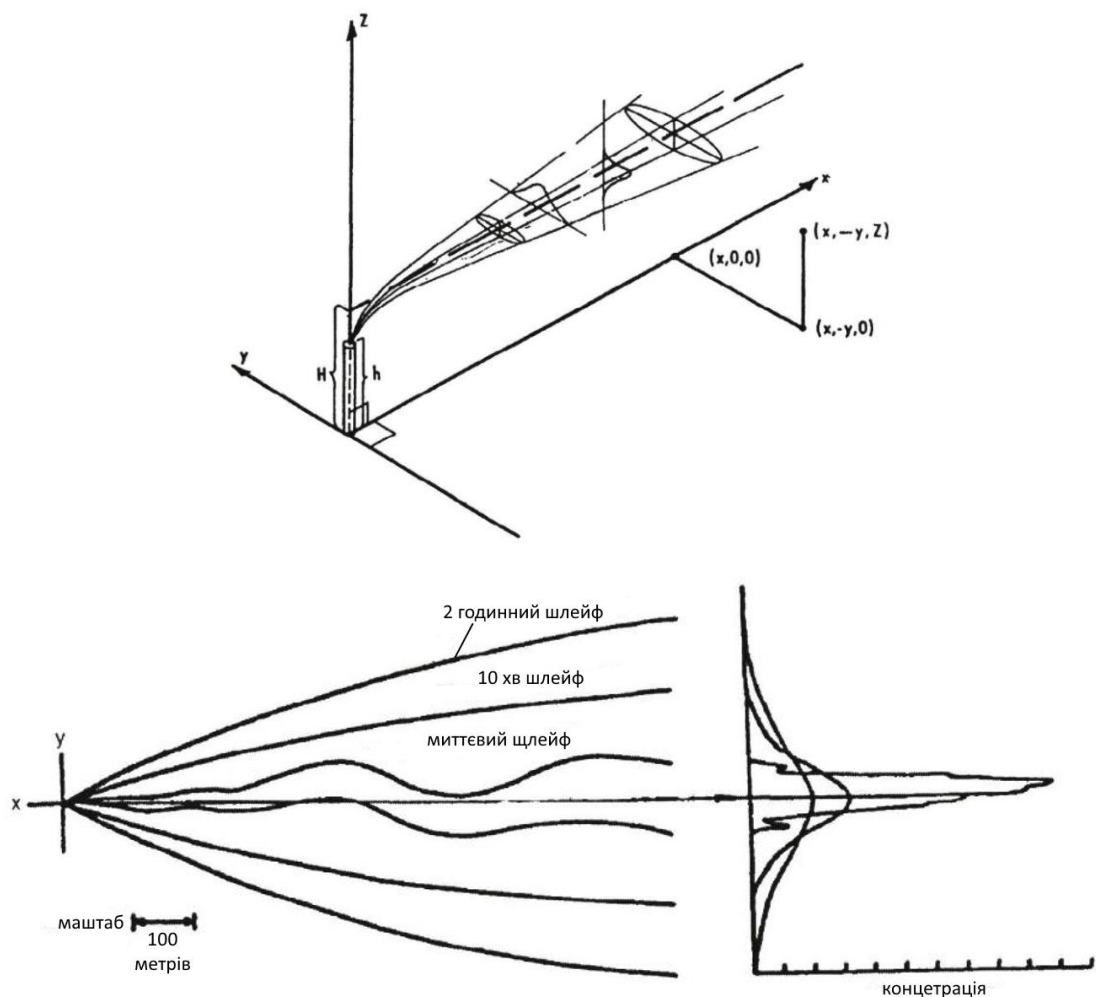


Рисунок 2.2 - Гаусова модель розповсюдження забруднюючих речовин

де $C(x, y, z)$ - концентрація речовини, що викидається в точці з координатами x, y, z (рис. 2.2), мкг/м^3 ; Q - викид речовини, г/с ; K - коефіцієнт перерахунку в мікрограми, рівний 1×10^6 ; V - вертикальні умови розсіювання; H – ефективна висота джерела; σ_y, σ_z - стандартні відхилення розсіювання по горизонталі і вертикалі, м ; u_s - швидкість вітру на ефективній стороні джерела, м/с .

Швидкість вітру на ефективній стороні джерела визначається як:

$$u_s = u_{ref} \left(\frac{z}{z_{ref}} \right)^p, \quad (2.5)$$

де z - Висота від рівня землі до розрахункової точки, м ; u_{ref} - приземна швидкість вітру, м/с ; z_{ref} - висота де провели вимірювання приземної швидкості вітру, м ; p - поправочний коефіцієнт, що вибирається з таблиці 2.1.

Таблиця 2.1 – Значення коефіцієнта p залежно від класу стабільності атмосфери

| Клас стабільності атмосфери | p для сільської місцевості | p для міської місцевості |
|-----------------------------|------------------------------|----------------------------|
| A | 0,07 | 0,15 |
| B | 0,07 | 0,15 |
| C | 0,10 | 0,20 |
| D | 0,15 | 0,25 |
| E | 0,35 | 0,30 |
| F | 0,55 | 0,30 |

Ефективна висота джерела H може бути розрахована за формулами:

1) Для класів стабільності атмосфери А, В, С, D при $x < x_f$ ефективна висота джерела становитиме:

$$H = h + 1,6 \left(\frac{F_b^{1/3} x^{2/3}}{u_{ref}} \right), \quad (2.6)$$

інакше

$$H = h + 1,6 \left(\frac{F_b^{1/3} \cdot 3,5 \cdot x^{2/3}}{u_{ref}} \right). \quad (2.7)$$

2) Для класів стабільності атмосфери E, F коефіцієнт стабільності:

$$s = g \frac{\delta\theta/\delta z}{T_a}, \quad (2.8)$$

де $\delta\theta/\delta z$ для класу стабільності E дорівнює 0,018 К/м, для класу стабільності F -0,025 К/м.

Відстань, на якій досягається максимальна концентрація:

$$x_f = 14F_b^{5/8} \text{ при } F_b < 55, \quad (2.9)$$

$$x_f = 14F_b^{5/8} \text{ при } F_b < 55, \quad (2.10)$$

де F_b - параметр Брігса, що розраховується за формулою:

$$F_b = g \cdot v_s \left(\frac{d_s}{2} \right)^2 \left(\frac{T_s - T_a}{T_s} \right), \quad (2.11)$$

де g – прискорення вільного падіння, 9,8 м/с²; v_s - швидкість виходу газоповітряної суміші із джерела, м/с; d_s - діаметр гирла джерела, м; T_s - температура газоповітряної суміші на виході із джерела, °С; T_a - температура навколишнього середовища, °С.

Якщо виконується умова $1,84u_s s^{-1/2} \geq x_f$, то розрахунок ефективної висоти джерела виконується аналогічно класам А-D. Інакше, якщо $1,84u_s s^{-1/2} < x_f$, ефективна висота джерела становитиме:

$$H = h + 2,6 \left(\frac{F_b}{u_s} \right)^{1/3}, \quad (2.12)$$

інакше:

$$H = h + 1,6 \frac{F_b^{1/3} x^{2/3}}{u_{ref}}. \quad (2.13)$$

Стандартні відхилення розсіювання по горизонталі та вертикалі розраховуються:

$$\sigma_y = cx^d, \quad (2.14)$$

$$\sigma_z = ax^b, \quad (2.15)$$

де a, b, c, d - коефіцієнти, що вибираються з табл. 2.2 і 2.3.

Таблиця 2.2 – Значення коефіцієнтів c і d в залежно від класу стабільності атмосфери

| Клас стабільності | $x < 10000$ м | | $x \geq 10000$ м | |
|-------------------|---------------|-------|------------------|-------|
| | c | d | c | d |
| A | 0,495 | 0,873 | 0,606 | 0,851 |
| B | 0,31 | 0,897 | 0,523 | 0,84 |
| C | 0,197 | 0,908 | 0,285 | 0,867 |
| D | 0,122 | 0,916 | 0,193 | 0,865 |
| E | 0,0934 | 0,912 | 0,141 | 0,868 |
| F | 0,0625 | 0,911 | 0,08 | 0,884 |

Таблиця 2.3 - Значення коефіцієнтів a та b залежно від класу стабільності атмосфери та відстані

| Клас стабільності | x (км) | a | b |
|-------------------|-----------|-----------|--------|
| A* | 0,10-0,5 | 0,0383 | 1,281 |
| | 0,5-5,0 | 0,0002539 | 2,089 |
| | >5,0 | 0,0002539 | 2,089 |
| B* | 0,10-0,5 | 0,1393 | 0,9467 |
| | 0,5- 5,0 | 0,04936 | 1,114 |
| | >5,0 | 0,04936 | 1,114 |
| C* | 0,10-0,5 | 0,112 | 0,91 |
| | 0,5 - 5,0 | 0,1014 | 0,926 |
| | >5,0 | 0,1154 | 0,919 |
| D | 0,10-0,5 | 0,856 | 0,865 |
| | 0,5 - 5,0 | 0,2591 | 0,6869 |
| | >5,0 | 0,7368 | 0,5642 |
| E | 0,10-0,5 | 0,1094 | 0,7657 |
| | 0,5-5,0 | 0,2452 | 0,6358 |
| | > 5,0 | 0,9204 | 0,4802 |
| F | 0,10-0,5 | 0,05645 | 0,805 |
| | 0,5-5,0 | 0,193 | 0,6072 |
| | >5,0 | 1,505 | 0,3662 |

* - якщо отримане значення σ_z перевищує 5000 м, воно прирівнюється до 5000 м.

У разі, коли необхідно визначити концентрацію від площинного джерела, необхідно скористатися формулою 2.16:

$$C(x, y, z) = \int_{x_1}^{x_2} \int_{y_1}^{y_2} C(x, y, z) dy dx, \quad (2.16)$$

де x_1, x_2, y_1, y_2 - координати крайніх точок джерела по осях ОХ та ОУ.

Для випадку, коли вісь смолоскипа потрапляє до розрахункової точки формула 2.4 має вигляд:

$$C(x, y, z) = \frac{QK}{\pi\sigma_y\sigma_z u_s} \left[\exp\left(-0,5 \frac{(z-h_e)^2}{\sigma_z^2}\right) + \exp\left(-0,5 \frac{(z+h_e)^2}{\sigma_z^2}\right) \right]. \quad (2.17)$$

Інтерполяційні доданки розраховуються лише для класів стабільності атмосфери А, В, С та D (класи наведені у табл. 2.4).

Таблиця 2.4 - Значення коефіцієнтів а та б залежно від класу стабільності атмосфери та відстані

| Швидкість вітру | День | | | Ніч | |
|--------------------|-----------------------------|----------|---------|--------|-------|
| | Рівень сонячного освітлення | | | Хмарно | |
| м/с | сильний | середній | слабкий | > 50% | < 50% |
| <2 | A | A-B | B | E | F |
| 2-3 | A-B | B | C | E | F |
| 3-5 | B | B-C | C | D | E |
| 5-6 | C | C-D | D | D | D |
| >6 | C | D | D | D | D |

Тоді, для нормативної ситуації при кількості джерел n , що здійснюють викид обраної забруднюючої речовини, концентрація у розрахунковій точці становитиме:

$$C(x, y, z) = \sum_{i=1}^n C_f(x, y, z). \quad (2.18)$$

2.2.4. Побудова полів концентрацій забруднюючої речовини у приземному шарі атмосфери

Далі, сукупності розрахованих значень концентрацій забруднюючої речовини у точках, ранжованих за інтервалами значень, утворюють поля концентрацій, тобто координатна сітка ситуаційного плану представляється як матриця (масив) розмірністю M на N де кожному елементу $[x_i; y_j]$ відповідає

розраховане значення концентрації $C(x = x_i; y = y_j; z = 2)$, і відповідно, поля утворюють елементи матриці, в яких значення розрахованих концентрацій C_r належать відповідним інтервалам $C_{ny} \dots C_{ve}$ де C_{ny}, C_{ve} мінімальне і максимальне значення концентрації для умовного поля [15].

При моделюванні забруднення від підприємств поля концентрацій у межах мінімального значення концентрації, після досягнення якого розрахунок припиняється, утворюють звані факельні плями - тобто. деякі зазначені області, що характеризуються наявністю певної концентрації забруднюючої речовини у всіх точках цих областей, отримані внаслідок викиду забруднюючих речовин від джерела забруднення, обраного щодо розрахунку.

Також, у ході моделювання та побудови факельних плям можливі варіанти з їх накладенням (перетином). Тоді кожної точки (вузла) цих областей виконується підсумовування розрахункових значень концентрацій для джерел, здійснюють вклад у забруднення в заданій точці.

На рис. 2.3 можна побачити приклад, що ілюструє обидва описані вище випадки: два джерела, що знаходяться на території правої виробничої ділянки утворюють плями, що не мають областей перетину з іншими плямами, в той же час, плями джерел забруднення виробничих ділянок лівої половини території абстрактного підприємства заданому розташуванні при напрямку вітру, позначеного чорною стрілкою внизу малюнка утворюють області перетину, де значення концентрацій підсумовуються залежно від того, скільки джерел забруднення робить внесок у даній розрахунковій точці. На рис. 2.4 дані ділянки виділені інтенсивнішим червоним кольором - чим інтенсивніший колір, тим більше джерел здійснює внесок.

Для забезпечення найкращої наочності результатів пляма повинна бути представлена неоднорідним за кольором - поля концентрацій у межах однієї плями утворюють градієнтну область, де кожному полю з його інтервалом концентрацій однозначно відповідає будь-який колір, бажано знаходиться в контрасті по відношенню до інших, що використовують. Приклад такої плями наведено на рис. 2.4.

Аналогічним чином можна ранжувати та позначати інтервали концентрацій у межах областей перетину факельних плям. Тоді рис. 2.3 набуває вигляду, представленого на рис. 2.5.

На рис. 2.5 наочно передано вміст забруднюючої речовини збільшенням інтенсивності та темряви відтінків - найнебезпечніші області виконані темнішим кольором, у разі великого ступеня градації допускається використовувати різні відтінки одного кольору з різною інтенсивністю.

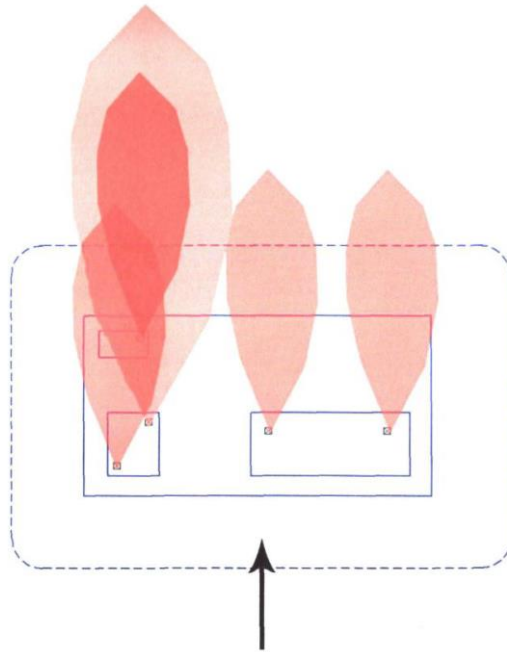


Рисунок 2.3 – Приклад побудови плям від викидів забруднюючих речовин

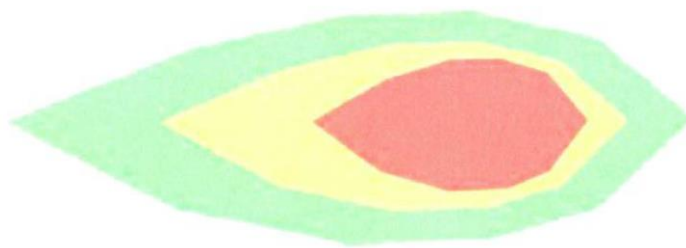


Рисунок 2.4 – Приклад плями з градієнтним позначенням полів концентрацій

Приведення результатів розрахунків у вигляді, наведеному на рис. 2.6, призводить до більшої наочності та найкращого їх розуміння, оскільки різні кольори і відтінки швидше сприймаються людиною, ніж контури з цифровим позначенням. Так, на наведеному зображенні найбільш небезпечна зона, в якій

концентрація забруднюючої речовини досягає свого максимуму (з перетином факельних плям від трьох джерел забруднення) позначена чорним кольором.

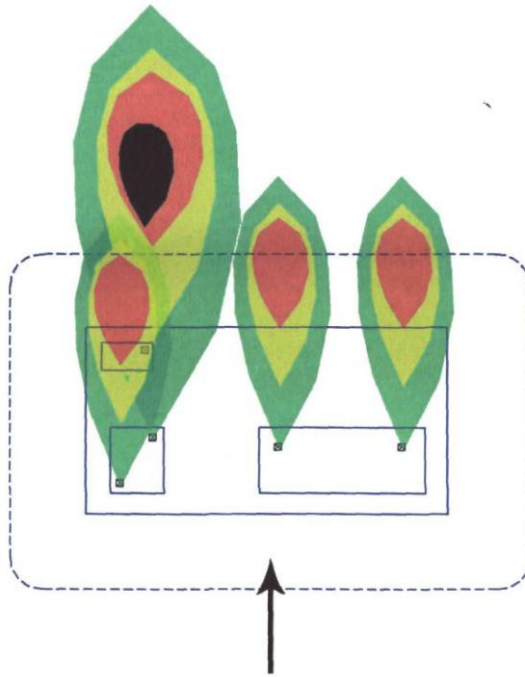


Рисунок 2.5 – Приклад моделювання з використанням градієнтного позначення полів концентрацій

2.3. Моделювання забруднення атмосферного повітря населеного пункту при наявності кількох підприємств

При моделюванні забруднення повітряного басейну населеного пункту враховується вся сукупність розташованих на території населеного пункту промислових підприємств з наявними джерелами забруднення, що здійснюють викид забруднюючих речовин в атмосферу.

У цьому випадку формула розрахунку концентрації забруднюючої речовини у розрахунковій точці має вигляд:

$$C(x, y, z) = \sum_{j=1}^m \sum_{i=1}^n C_i(x, y, z), \quad (2.19)$$

де i - джерело забруднення не більше від одного підприємства; n - кількість джерел забруднення підприємства, які здійснюють викид цієї забруднюючої речовини; j - промислове підприємство населеного пункту; m - сумарна

кількість підприємств, джерела забруднення яких здійснюють викид в атмосферу населеного пункту цієї забруднюючої речовини.

2.3.1 Визначення відстані від джерела забруднення до розрахункової точки

При розрахунку концентрації джерела в розрахунковій точці при заданому напрямі вітру необхідно визначити відстань. Для цього необхідно виконати поворот відрізка, утвореного точкою джерела забруднення і точкою, що має таке ж значення координати по осі ОУ і значно більше значення координати по осі ОХ (в два рази і більше по відношенню до від посту до джерела забруднення по прямій) - xv (координата джерела забруднення по осі ОХ), uv (координата джерела забруднення по осі ОУ), $xv+2S$ (відстань між джерелом та розрахунковою точкою по прямій), uv . Для цього необхідно скористатися формулою повороту точки навколо іншої точки. Центром повороту буде джерело забруднення.

Після цього необхідно побудувати перпендикуляр по відношенню до напрямку вітру через розрахункову точку. Після цього необхідно визначити точку перетину осі джерела та перпендикуляра.

Для визначення перетину відрізків необхідно скласти рівняння прямих, яким належать відрізки. Тоді, якщо система рівнянь даних прямих має рішення, то прямі мають точку перетину. При цьому якщо точка перетину знаходиться в інтервалі між координатами точок, що належать відрізкам, то відрізки перетинаються. [15]

Нехай дано відрізок АВ і нехай він має координати кінців $A(x_1, y_1)$ $B(x_2, y_2)$. Також нехай дано відрізок СР і нехай він має координати кінців $C(x_3, y_3)$ $D(x_4, y_4)$.

Для правильного визначення кутових коефіцієнтів відрізків, має виконуватися умова $x_1 < x_2$, $x_3 < x_4$. В іншому випадку - необхідно поміняти місцями пари координат відрізків:

- якщо $x_1 > x_2$ то змінюємо між собою значення x_1 і x_2 та y_1 і y_2 ;

- якщо $X_3 > X_4$ змінюємо між собою значення X_3 і X_4 і Y_3 і Y_4 .

У разі, коли Y_2 і Y_1 (або Y_4 і Y_3) чи між собою, то кутовий коефіцієнт приймається рівним нулю. [15]

У разі коли координати по осі ОУ відмінні один від одного визначаємо кутовий коефіцієнт в рівнянні прямої:

$$k_1 = \frac{y_2 - y_1}{x_2 - x_1}, \quad (2.20)$$

$$k_2 = \frac{y_4 - y_3}{x_4 - x_3}. \quad (2.21)$$

Також необхідно перевірити відрізки на паралельність. Якщо $k_1 = k_2$, то прямі паралельні та відрізки не матимуть перетину. [15]

Далі слід розрахувати значення вільних змінних:

$$b_1 = y_1 - k_1 x_1, \quad (2.22)$$

$$b_2 = y_3 - k_2 x_3. \quad (2.23)$$

Далі необхідно вирішити систему рівнянь:

$$y = k_1 x + b_1, \quad (2.24)$$

$$y = k_2 x + b_2. \quad (2.25)$$

Якщо прямі мають точку перетину, то

$$k_1 x + b_1 = k_2 x + b_2. \quad (2.26)$$

Тоді точка перетину прямих знаходиться за такими формулами:

$$x = \frac{b_2 - b_1}{k_2 - k_1}, \quad (2.27)$$

$$y = k_1 x + b_1. \quad (2.28)$$

Слід враховувати, що точка перетину прямих лежить поза відрізками, що належать цим прямим. Таким чином, якщо відрізки перетинаються, то виходячи з цього

$$x_1 \leq x_2, x_3 \leq x_4, \quad (2.29)$$

повинні виконуватись умови:

$$x_1 \leq x_4, x_4 \leq x_2, \quad (2.30)$$

або

$$x_1 \leq x_3, x_3 \leq x_2 . \quad (2.31)$$

Тоді відстань по осі ОХ дорівнює відстані від джерела до точки перетину з перпендикуляром, а відстань по осі ОУ дорівнює відстані між точкою перетину і розрахунковою точкою [15].

2.3.2 Розрахунок забруднення атмосфери для населеного пункту промисловими підприємствами

У разі потреби спостереження ситуації над будь-якою конкретною розрахунковою точкою, а загалом і населеного пункту, проводиться розрахунок розсіювання забруднюючої речовини у атмосфері з урахуванням взаємного впливу міської забудови для сукупності підприємств та його джерел забруднення. Сам процес розрахунку виконується аналогічно представленого для одного підприємства з тією різницею, що проводиться він по черзі для наявного переліку підприємств та їх джерел із підсумуванням результатів у розрахункових точках.

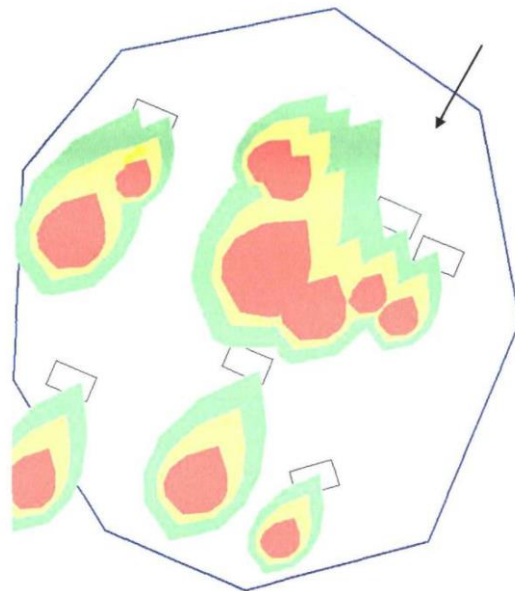


Рисунок 2.6 – Приклад результату розрахунку розсіювання забруднюючих речовин від промислових підприємств населеного пункту за відомих метео умов

Результати також представляються як градієнтних полів концентрацій, які, у разі, можуть спостерігатися у різних частинах карти-схеми населеного пункту. Оскільки перетворення координат виконуються при наповненні банку даних, всі розрахунки проводять у міській системі координат.

Результати подаються на суміщеній карті-схемі населеного пункту. Типовий приклад наведено на рис. 2.6.

На рисунку 2.6 можна побачити деяку абстракцію із підприємств, які представлені чорними прямокутниками (на малюнку - найвище, пунктиром позначено межу санітарно-захисної зони), межа населеного пункту вказана багатокутником, позначеним суцільною лінією, напрям вітру показано чорною стрілкою. З рисунка видно, що концентрація в окремих точках населеного пункту може створюватися кількома джерелами кількох підприємств, значення концентрацій яких підсумовується. Межі інтервалу градієнта концентрацій полів можуть різним чином змінити підвищення наочності результатів.

2.4. Моделювання забруднення населеного пункту

Для отримання ситуаційної карти-схеми найбільш небезпечних ситуацій з певною часткою ймовірності можливих у повітряному басейні населеного пункту необхідно проводити розрахунки для всіх напрямків вітру, а також для деякого діапазону швидкостей вітру, характерного для району, в якому розташовується населений пункт, отримуючи та фіксуючи для заданої точки місцевості максимальне значення концентрації забруднюючої речовини.

$$C_{U_i}^{\max}(x, y, z = 2) = \max \left(\sum_{n=1}^n C_{U_i}(x, y, z = 2) \right) \text{ при } U = 0 \dots U_{\max}, \quad (2.32)$$

де U - швидкість вітру, що використовується для виконання загальних розрахунків; i - лічильник джерел забруднення атмосфери; n - сумарна кількість джерел забруднення повітряного басейну населеного пункту, що здійснює викид в атмосферу заданої забруднюючої речовини.

Далі проводимо аналогічне 2.32 визначення максимального значення концентрації забруднюючої речовини для інших напрямлень вітру, після чого

остаточно можемо встановити найбільше значення концентрації в розрахунковій точці.

$$C_{\max}(x, y, z = 2) = \max(C_{U/K}^{\max}), \quad (2.33)$$

де K - напрям вітру, виражений в градусах, що змінюється під час проведення розрахунків з деяким кроком.

Таким чином, максимальне значення, отримане в ході розрахунків за формулою 2.33, буде найгіршим значенням концентрації для даної розрахункової точки для діапазону напрямку та швидкості вітру.

Основна мета застосування даної формули полягає в тому, щоб послідовно провести розрахунки при різних швидкостях вітру для різних його напрямків від сукупності джерел, що здійснюють викид цієї забруднюючої речовини в атмосферу населеного пункту (приклади отриманих ситуаційних карт-схем представлені на рис. 2.5, 2.6), після чого вибираються або фактичні (нормальна ситуація), або максимальні значення концентрацій у вузлах розрахункової сітки для найбільш небезпечних ситуацій (рис. 2.15). Блок-схема процесу наведено на рис. 2.7-2.8.

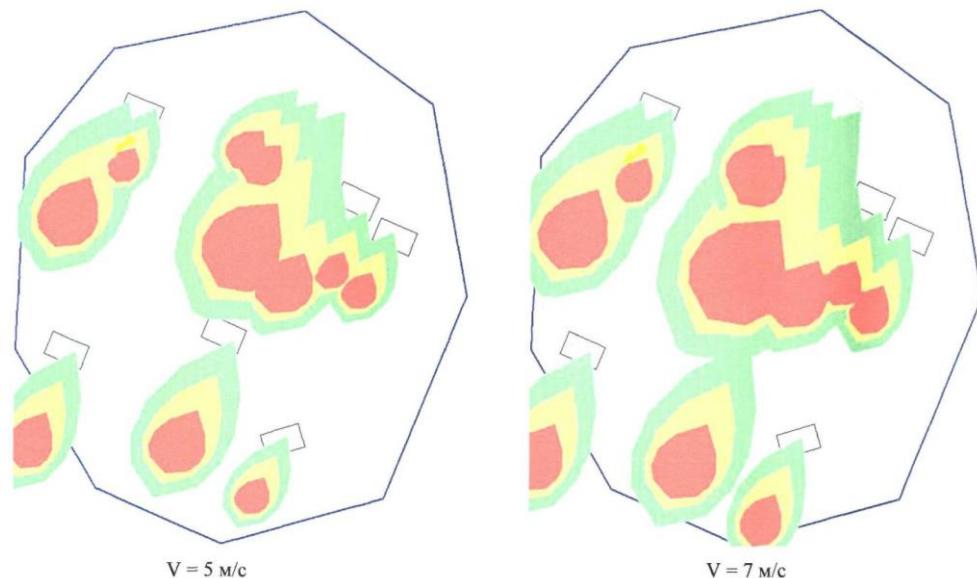


Рисунок 2.7 – Приклад ситуаційних карт-схем зі збільшенням швидкості вітру

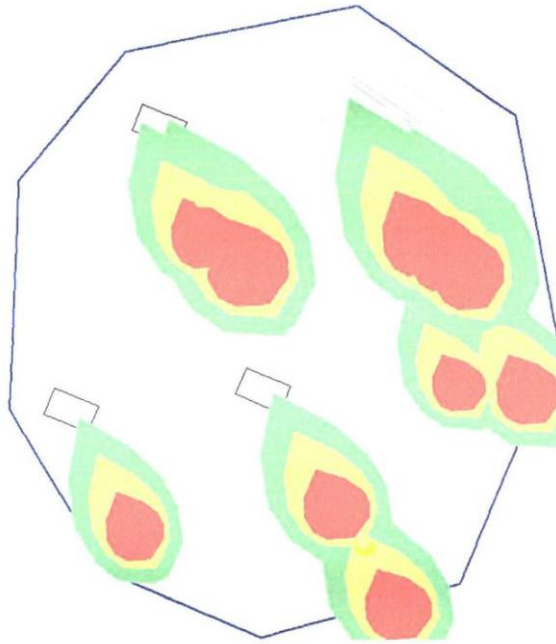


Рисунок 2.8 – Приклад одержуваної ситуаційної карт-схеми з напрямом вітру, що змінився.

Результати можна подати у вигляді матриці:

$$B_{d \times f} = \begin{pmatrix} C_{\max 11} & \dots & C_{\max d1} \\ \dots & \dots & \dots \\ C_{\max 1f} & \dots & C_{\max df} \end{pmatrix} \quad (2.34)$$

де C_{\max} - максимальне значення концентрації забруднюючої речовини у розрахунковій точці, $\text{мкг}/\text{м}^3$; d та f - лічильники, що визначають координати розрахункової точки.

Також, при проведенні розрахунків, варто забезпечити (при здійсненні практичної реалізації) можливість співвіднесення до значення концентрації забруднюючої речовини пари параметрів - швидкості та напрямку вітру (вираженого в градусах) та їх збереження у банку даних з метою забезпечення прогностичної діяльності. Даний взаємозв'язок можна представити у вигляді матриці розмірністю m на n , де в якості елементів містяться матриці розмірністю b на v , що мають як елементи матрицю-рядок, що містить набір значень концентрації забруднюючої речовини, швидкості вітру, при якій дана концентрація у зазначеній точці має місце, а також відповідний ним напрям вітру, виражений у градусах:

$$A_{m \times n} = \begin{pmatrix} (H_{b \times v})_{11} & \dots & (H_{b \times v})_{m1} \\ \dots & \dots & \dots \\ (H_{b \times v})_{1n} & \dots & (H_{b \times v})_{mn} \end{pmatrix}, \quad (2.35)$$

$$H_{b \times v} = \begin{pmatrix} [C_{\max}, V_1, \alpha_1] \dots [C_{\max}, V_b, \alpha_1] \\ \dots & \dots & \dots \\ [C_{\max}, V_1, \alpha_v] \dots [C_{\max}, V_b, \alpha_v] \end{pmatrix}, \quad (2.36)$$

де C - максимально можливе значення концентрації забруднюючої речовини в точці з координатами $[x = m, y = n, z = 2]$, мкг/м^3 ; V - значення швидкості вітру, при якій досягається відповідна концентрація C_{\max} у точці з координатами $[x, y, z = 2]$, м / с ; α - значення напрямку вітру, виражене у градусах; m і n - лічильники, що визначають координати вузла розрахункової сітки; b і v - лічильники діапазону швидкості вітру та його напрямку, вираженого у градусах.

Для використання цієї прогностичної функції достатньо буде зробити вибірку елементів матриць H матриці A , що відповідають заданим значенням швидкості та напрямку вітру, щоб отримати ситуаційну карту-схему забруднення атмосфери.

Під вузлами розрахункової сітки розуміються умовні точки біля, котрим проводяться розрахунки значень приземних концентрацій забруднюючих речовин. Ці вузли характеризуються так званою величиною кроку, тобто відстанню до інших найближчих вузлів у вертикальному та горизонтальному напрямку (див. рис. 2.5).

На рисунку 2.8 можна побачити приклад розрахункової сітки. Вузли цієї сітки утворені перехрестями вертикальних та горизонтальних ліній, проведених виходячи з відстаней l та h – величини кроку по горизонталі та вертикалі відповідно. L і H - довжина та ширина розрахункової сітки відповідно.

Таким чином, при масштабуванні розрахунків для заданої розрахункової сітки збільшуватимуться або зменшуватимуться значення l і h - величини кроку по горизонталі та вертикалі зі збереженням розмірів самої сітки, що, у свою чергу, забезпечить збільшення або зменшення кількості вузлів.

Отримані в ході розрахунків для різних напрямів і швидкостей вітру варіанти ситуаційних карт розсіювання при подальшому вирішенні завдань нормування можуть бути використані, що зберігаються в банку даних у тій чи іншій формі за умови відсутності інформації про зміну характеру та параметрів виробництв промислових підприємств населеного пункту. Значення, що фіксуються стаціонарними постами спостережень за якістю атмосферного повітря, можуть бути послідовно зіставлені зі значеннями в даних точках масиву варіантів ситуаційних карт розсіювання. За характером міграції значень можна буде судити про зниження/підвищення інтенсивності виробництв, виникнення аварійних ситуацій, або про появу несанкціонованого викиду від невстановлених джерел забруднення.

У даному розділі було описано розроблений метод розрахунку ситуаційних концентрацій забруднюючих речовин з подальшою побудовою карт-схем забруднення повітряного басейну населеного пункту. Розроблюваний метод ґрунтується на Гаусовій математичній моделі. На її основі в розробленому методі здійснюється послідовний розрахунок концентрацій від окремих джерел забруднення підприємств у будь-якій точці населеного пункту (або у всіх), результати яких підсумовуються для визначення забруднення від сукупності джерел всього переліку промислових підприємств, які викидають забруднюючі речовини в атмосферу населеного пункту для забезпечення побудови ситуаційних карт-схем.

Розроблений метод дозволяє отримувати розрахунковим шляхом концентрацію забруднюючої речовини у будь-якій точці населеного пункту, а також отримувати ситуаційні карти-схеми забруднення повітряного басейну за реальних атмосферних умов.

3. АПРОБАЦІЯ МЕТОДУ ВИЗНАЧЕННЯ КОНЦЕНТРАЦІЇ ЗАБРУДНЮЮЧОЇ РЕЧОВИНИ, У НАСЕЛЕНОМУ ПУНКТІ

3.1 Проведення розрахунку на основі розробленої методики

Згідно з методом, представленим вище, проведено розрахунок значення концентрації забруднюючої речовини, що створюється джерелами, у точці на межі санітарно-захисної зони (координати в системі: $X=764$, $Y=2500$), шляхом послідовного проведення розрахунків для сектора напрямків вітру між 270 і 360 градусами (східно-південний сектор), а також різних значень його швидкостей, що знаходяться в діапазоні від 1 до 5 м/с, а також різної температури довкілля та класів атмосферної стабільності.

Для розрахунку використовувався 31 джерело забруднення атмосфери з різними параметрами, з них – 7 точкових. Фрагмент плану наведено на рис. 3.1 - червоними прямокутниками виділено найбільш великі джерела, червоними точками - дрібніші, а також точкові джерела, синьою лінією позначено межу санітарно-захисної зони, а жовтою точкою на ній позначено точку, на яку проводився розрахунок.

Розрахунок проведено для забруднюючої речовини фенол, клас небезпеки - 2, значення ГДК максимально разове - $0,01 \text{ мг/м}^3$. Вибір обумовлений тим, що ця забруднююча речовина не міститься у викидах автотранспорту і викидається лише промисловими джерелами. Вдихання парів фенолу протягом нетривалого часу може призвести до подразнення носоглотки, опіків дихальних шляхів та наступного набряку легень із летальним кінцем. При дотику розчину фенолу зі шкірою утворюються хімічні опіки, які згодом трансформуються у виразки. Завдяки властивості окислення, пари цієї хімічної речовини повністю розчиняються у повітрі приблизно через 20-25 годин.

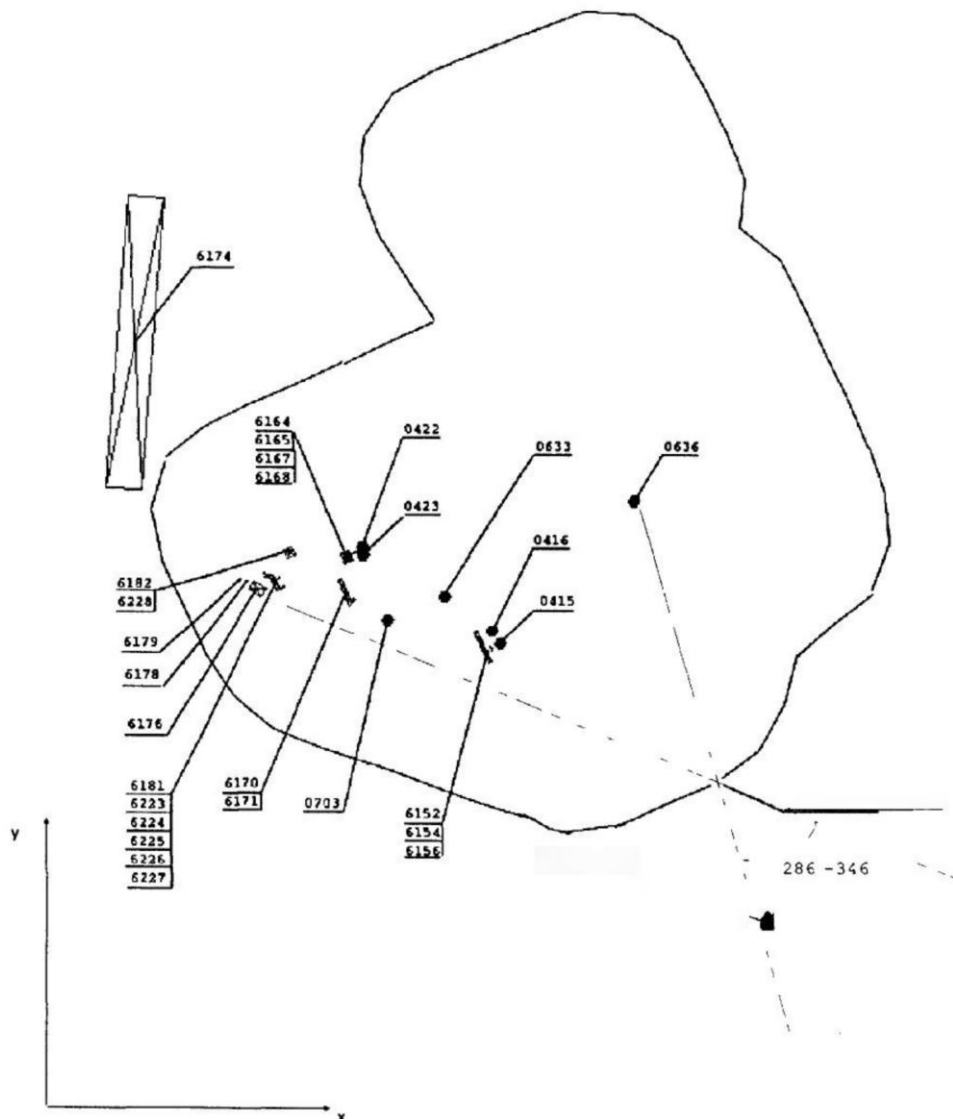


Рисунок 3.1 – Фрагмент план-схеми розміщення вимірювальних станцій

3.1.1. Вплив температури довкілля на значення концентрації

На рис. 3.2 наведено графіки зміни значення концентрації фенолу в точці на межі санітарно-захисної зони від джерел, за різних напрямків вітру, температура навколишнього середовища $+20^{\circ}\text{C}$, швидкість вітру 10 м/с та клас стабільності атмосфери - I). Сірим кольором (найбільший графік) зображено графік сумарного значення концентрації фенолу у точці спостереження.

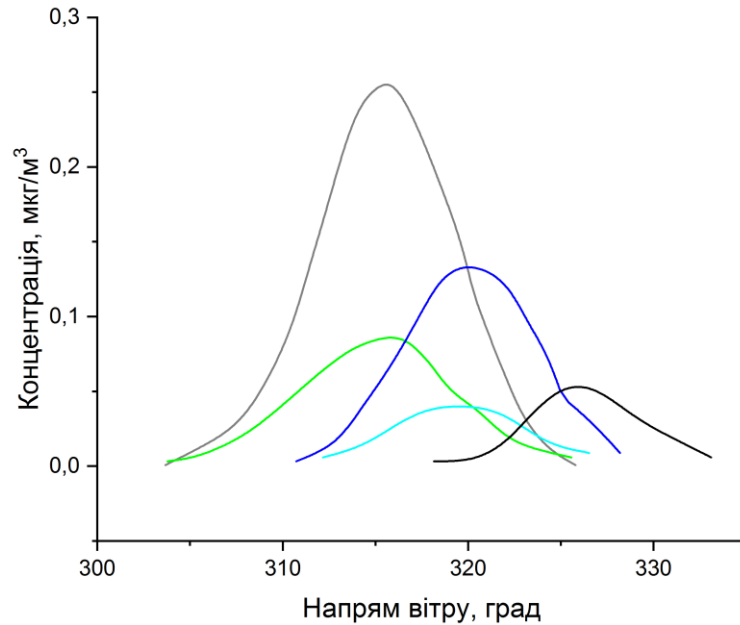


Рисунок 3.2 – Графік залежності концентрації від напрямку вітру при температурі +20 °C та швидкості вітру 10 м/с

При аналізі графіків видно, що максимальна концентрація фенолу за цих умов досягатиметься при напрямі вітру 326 градусів і становитиме 1,31 мкг/м³. При цьому найбільший внесок здійснює джерело №6229 - 0,0743 мкг/м³, а загальна величина концентрації досягається за рахунок вкладу всіх джерел.

У разі зниження температури навколишнього середовища графіки, представлені на рис. 3.2 матиме вигляд, наведений на рис. 3.3-3.5.

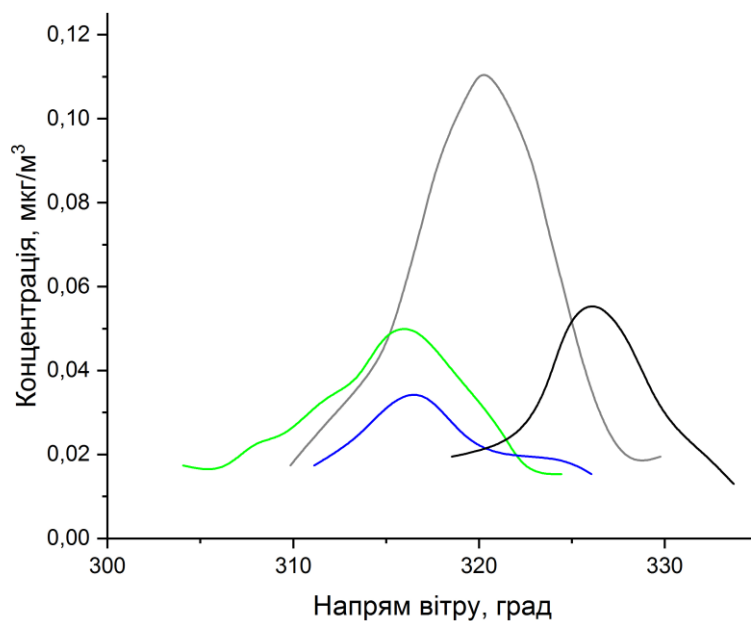


Рисунок 3.3 – Графік залежності концентрації від напрямку вітру при температурі +15°C та швидкості вітру 10 м/с

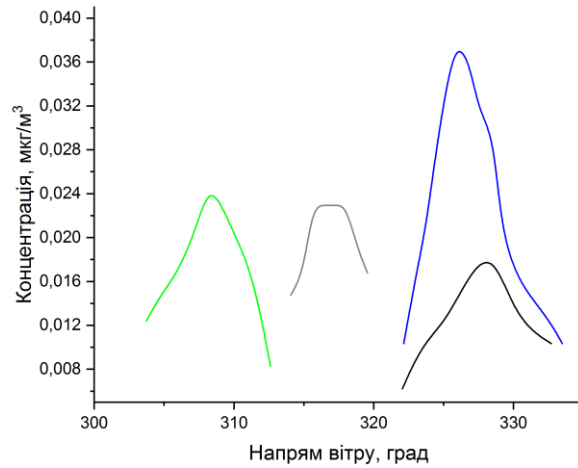


Рисунок 3.5 – Графік залежності концентрації від напрямку вітру при температурі 0°C та швидкості вітру 10 м/с

При аналізі графіків видно, що з зниженням температури значення концентрації фенолу падає, оскільки газо-повітряна суміш через більшу температуру буде підніматися вище в атмосфері, і, отже, переміщатиметься далі.

3.1.2. Вплив класу атмосферної стабільності на значення концентрації

У разі коли змінюється клас стабільності атмосфери, графіки рис.3.2 приймають вигляд, представлений на рис. 3.6-3.10.

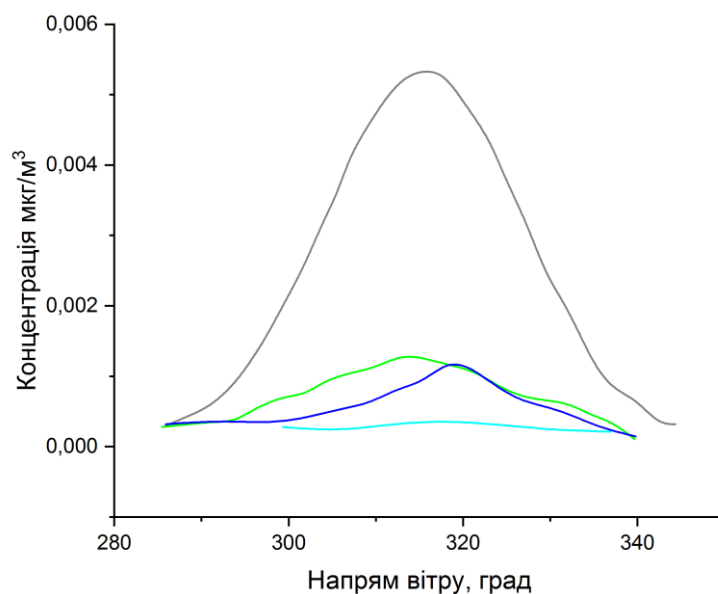


Рисунок 3.6 – Графік залежності концентрації від напрямку вітру при температурі +20°C та швидкості вітру 10 м/с, клас стабільності А

При зміні класу стабільності атмосфери на нестійкий з конвекцією, що спостерігається, найгірша ситуація на посту виникає при напрямку вітру 320 градусів і становить $0,0157 \text{ мкг/м}^3$.

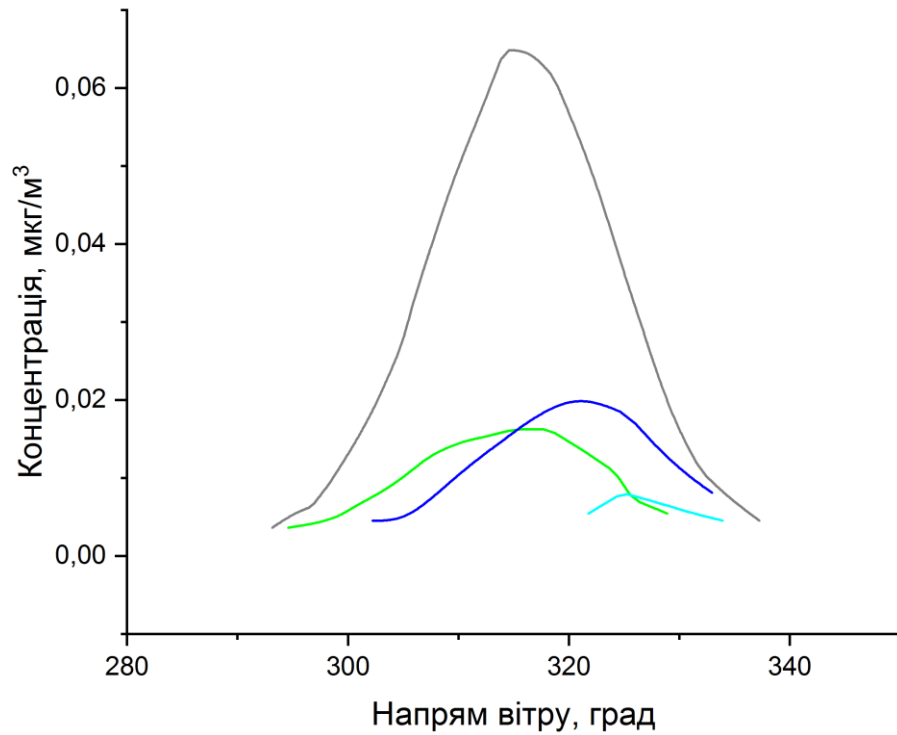


Рисунок 3.7 – Графік залежності концентрації від напрямку вітру при температурі $+20^\circ\text{C}$ та швидкості вітру 10 м/с, клас стабільності В

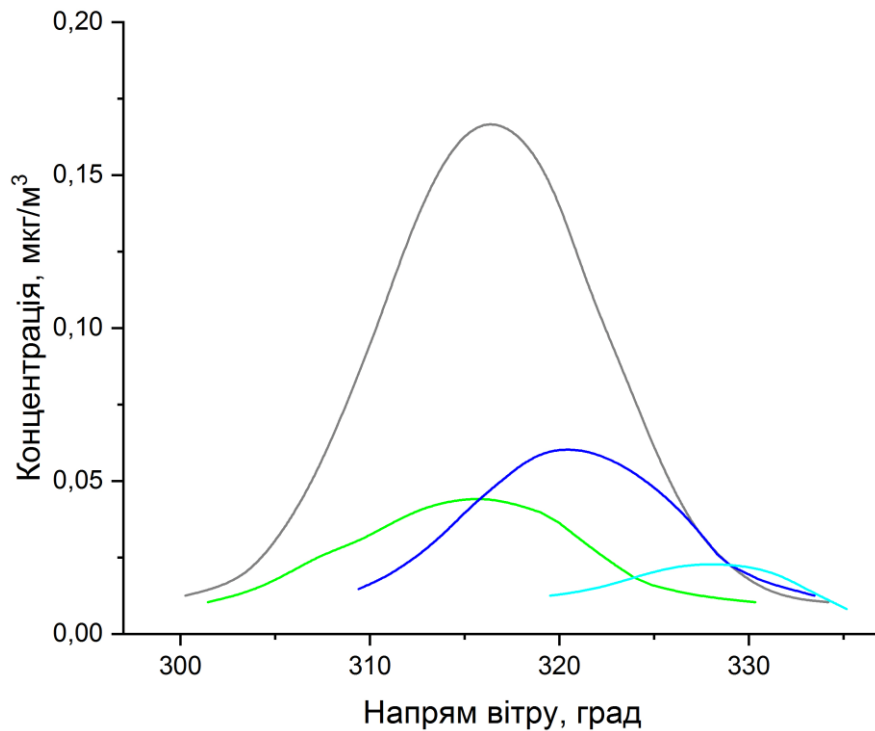


Рисунок 3.8 – Графік залежності концентрації від напрямку вітру при температурі $+20^\circ\text{C}$ та швидкості вітру 10 м/с, клас стабільності С

Як видно на графіках, найгіршим класом стабільності для розрахункової точки буде Р (ніч, стабільний, безхмарний), при якому концентрація в розрахунковій точці становитиме $4,5 \text{ мкг/м}^3$. При зміні стабільності атмосфери концентрація фенолу на межі санітарно-захисної зони в розрахунковій точці знижується, що спричинено процесами, що проходять із хмарою забруднювача в атмосфері (наприклад, конвективні процеси в атмосфері).

3.1.3. Вплив швидкості вітру на значення концентрації

Далі наведено графіки, подані на рис. 3.2 для діапазону швидкостей вітру $[1..10] \text{ м/с}$ (рис. 3.11) та класу стабільності О (стабільний, день).

Найгірший випадок буде при швидкості вітру 1 м/с , при якому концентрація досягає $4,74 \text{ мкг/м}^3$.

Також окремо розглянемо графіки залежності концентрації від напрямку вітру при швидкостях вітру $2,5$ та 7 м/с (графік для 10 м/с).

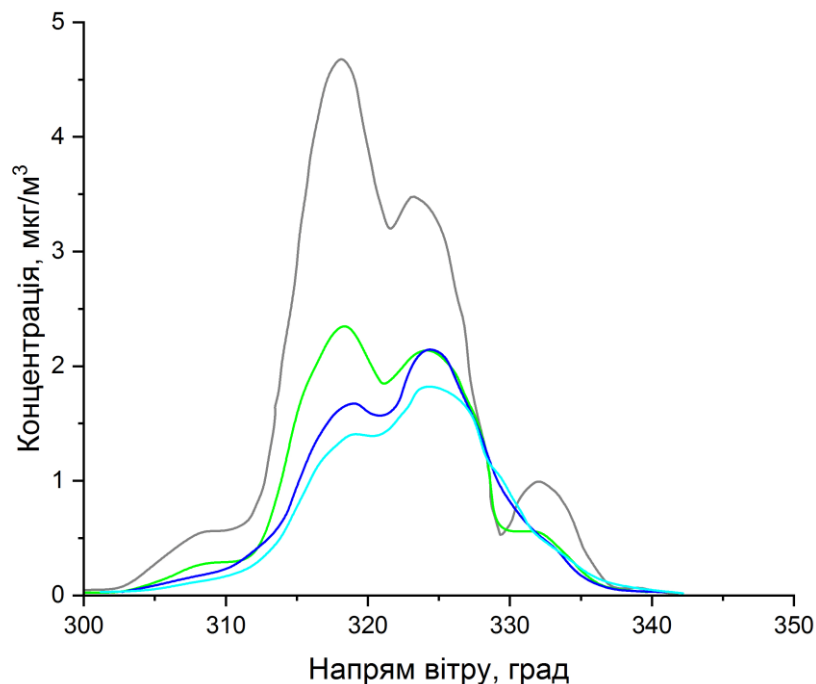


Рисунок 3.11 – Графік залежності концентрації від напрямку вітру при температурі $+20^\circ\text{C}$ та швидкостях вітру від 1 до 10 м/с , клас

Аналізуючи графіки, видно, що зі збільшенням зниження швидкості вітру концентрація у точці зростатиме, оскільки хмара забруднювача не нестиметься

на великі відстані. При низьких швидкостях, при однаковій температурі навколишнього середовища, основна частина концентрації осідатиме в безпосередній близькості від джерел, а при зниженні температури атмосфери хмара забруднення буде нести далі зі зниженням значень концентрації.

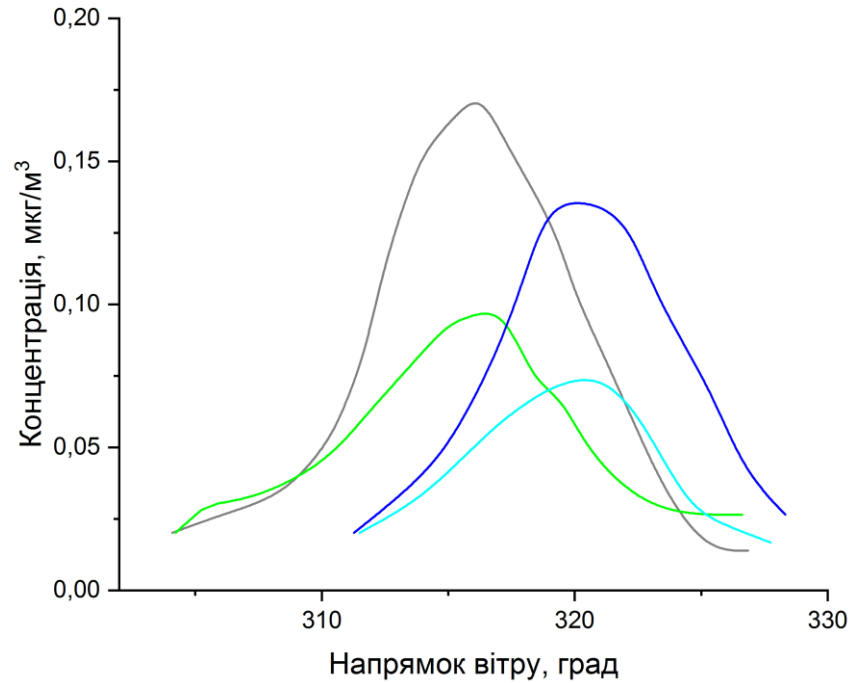


Рисунок 3.12 – Графік залежності концентрації від напрямку вітру при температурі +20°C та швидкості вітру 7 м/с

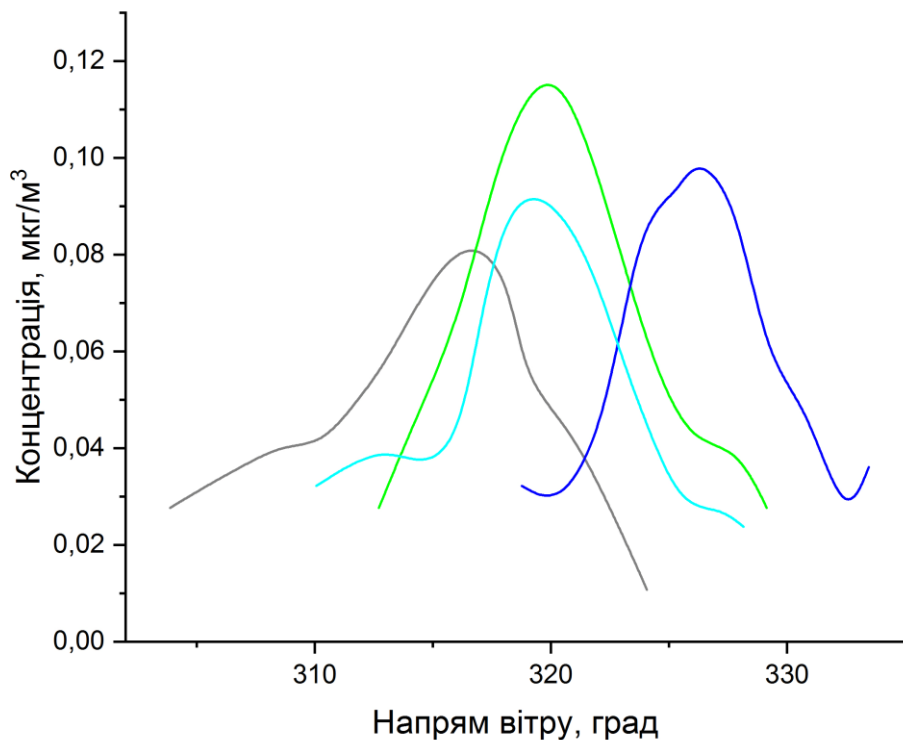


Рисунок 3.13 – Графік залежності концентрації від напрямку вітру при температурі +20°C та швидкості вітру 5 м/с

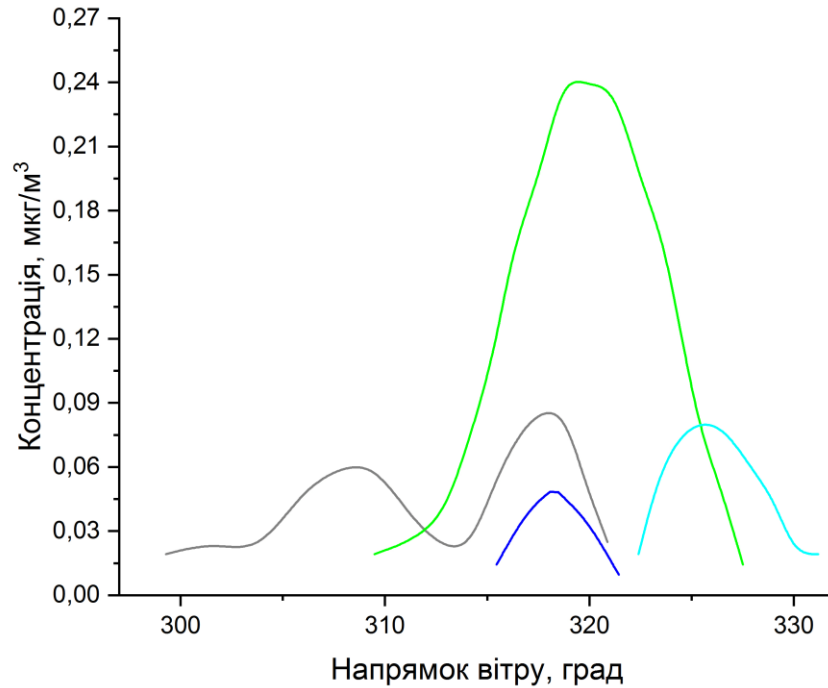


Рисунок 3.14 – Графік залежності концентрації від напрямку вітру при температурі +20°C та швидкості вітру 2 м/с

3.1.4. Вплив відстані від джерела забруднення значення концентрації

Також на підставі розрахунку складено графіки залежності значення концентрації фенолу, що створюється джерелом №415, від відстані для діапазону швидкостей вітру 1-10 м/с для класу атмосферної стабільності.

Аналізуючи графіки, стає зрозумілим, що зі збільшенням відстані концентрація зростає, потім, досягаючи свого максимуму у певній точці, вона знижується. Чим вища швидкість вітру, тим нижчою буде максимальна концентрація, що досягається при цьому на більшій відстані, і тим повільніше відбуватиметься її зниження.

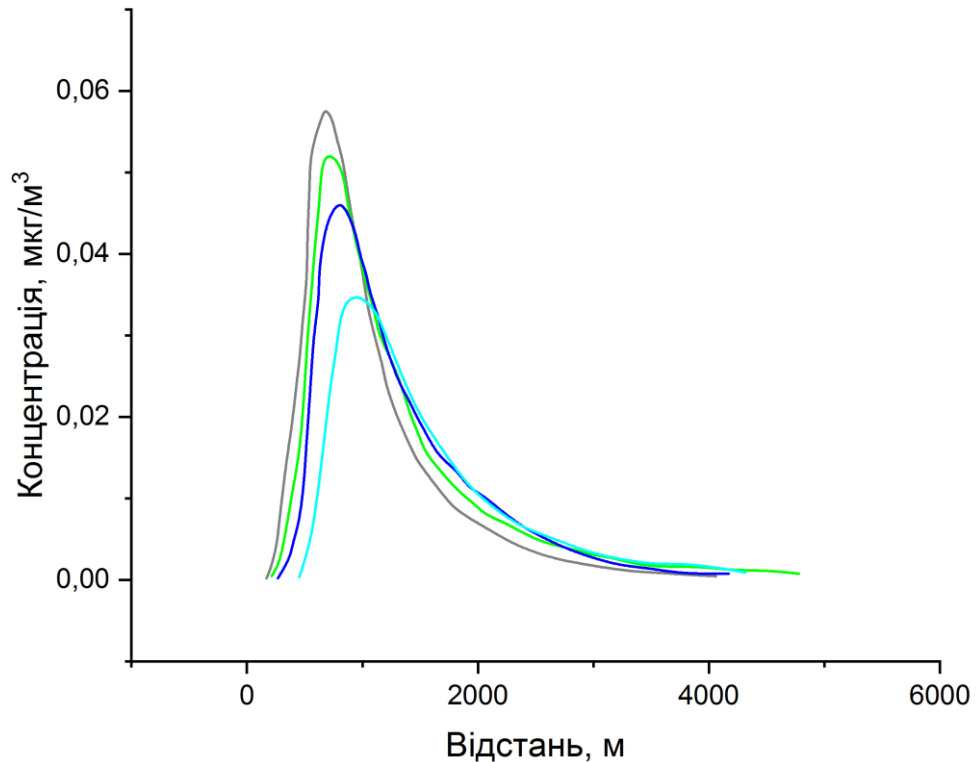


Рисунок 3.15 – Значення концентрації фенолу, створюваного джерелом 415, вздовж осі при різних напрямках вітру, температурі +20°C та класі стабільності атмосфери А (нестабільний, конвекція, день)

Згідно з отриманими результатами, для температури навколишнього середовища +20°C, максимальна концентрація в точці досягає вдень $C=4,74$ мкг/м³ при напрямку вітру 319 градусів і швидкості 1 м/с, клас стабільності атмосфери - Е (стабільний, день). У нічний час максимальна концентрація становить 5,34 мкг/м³. Нижня межа інтервалу концентрацій на межі санітарно-захисної зони становить 0,016 мкг/м³.

Порівняємо отримані значення зі значеннями, отриманими при інструментальних вимірюваннях на межі санітарно-захисної зони: концентрація на межі коливається від 2 до 5,5 мкг/м³. Отримані значення узгоджуються з інструментальними вимірами, що проводяться розробленим приладом і який описаний в бакалаврській роботі. Отримані для різних умов значення концентрації в точці на межі санітарно-захисної зони відповідають інтервалу від 2 до 5,5 мкг/м³ залежно від класу стійкості атмосфери, напрямку та швидкості вітру температури навколишнього середовища.

Більший діапазон значень, одержуваних під час розрахунку, обумовлений тим, що моделюються різні ситуації з наборами метеоумов, у той час як при здійсненні інструментальних вимірювань, проведених з певною періодичністю, метеоумови обмежені тими, що спостерігалися під час проведення вимірювань.

Наведено графіки значення концентрації в точці для різних метеорологічних умов, які забезпечують прогностичний елемент моделі - виходячи з прогнозу метеоумов можна визначати, які концентрації забруднюючих речовин будуть спостерігатися в населеному пункті.

3.2 Особливості дій щодо встановлення джерела забруднення атмосфери населеного пункту

Контроль забруднень атмосфери у населених пунктах здійснюється із застосуванням стаціонарних та пересувних постів спостережень. У випадку фіксування на постах контролю забруднення атмосфери перевищення гранично-допустимих концентрацій забруднюючих речовин, одним із завдань з ліквідації несприятливої екологічної обстановки є встановлення конкретного підприємства, що надає неприйнятний негативний вплив на повітряний басейн. За допомогою стаціонарних постів спостережень не завжди вдається встановити конкретне підприємство, що здійснило наднормативний викид забруднюючої речовини і перевищення нормативного значення концентрації забруднюючої речовини в атмосфері. При цьому є причиною наднормативного забруднення може будь-яке підприємство, розташування якого при певному напрямку і швидкості вітру може викликати підвищення концентрації забруднюючої речовини, зафіксоване на посту.

Особливість описаної ситуації полягає в її залежності від великої кількості факторів: характер та параметри виробництва, наявність інших джерел забруднення, що викидають аналогічний забруднювач, дія різних природних факторів) - ця інформація допомагає при встановленні безпосереднього винуватця забруднення (а згодом - і посадових осіб, персоніфіковано несуть відповідальність за надлімітне забруднення). Особливого значення облік різних

факторів набуває тоді, коли в зоні забруднення є кілька джерел, технічним регламентом яких передбачений викид забруднювача, що розглядається, розташованих поруч і викидають у повітряний басейн населеного пункту.

І тут застосовують точковий моніторинг - постійне чи епізодичне спостереження конкретним об'єктом - джерелом реального чи потенційного забруднення. Але для цього необхідно максимально обмежити коло підприємств, які, з найбільшою ймовірністю, можуть забезпечити концентрацію, що фактично спостерігається на посаді.

3.2.1. Розрахунково-аналітичний метод встановлення джерела наднормативного забруднення атмосфери населеного пункту

Метеорологічні параметри (напрямок, швидкість вітру) фіксуються автоматизованим постом на момент фіксації перевищення, ця інформація дозволить провести первинне обмеження кола можливих винуватців перевищення допустимого рівня концентрації забруднюючих речовин.

Після проведення аналізу інтервалів можливих значень параметрів викидів, з урахуванням організації нормування з боку підприємства, стає очевидним, що з усіх параметрів викиду, при не перевищенні нормативних значень потужності викиду на виході.

За найгіршої ситуації відбувається перевищення нормативних значень параметрів M і V_s , можливо навіть спільно з перевищенням температури. У загальному випадку концентрація забруднюючої речовини на посту визначається [19]:

$$C_p = \sum_{i=1}^n C_i . \quad (3.1)$$

Наднормативна концентрація - C_p - зафіксована на посту, що створюється одним або декількома джерелами забруднення, що мають у розрахунковій точці відповідні значення концентрацій – $C_1 \dots C_i$,

На першому кроці виключаємо j джерел, для яких пляма забруднюючих речовин буде розгорнута за заданих метеорологічних умов та параметрів викиду:

$$C_p = \sum_{i=1}^{n-j} C_i . \quad (3.2)$$

Далі для діапазонів параметрів викиду джерела та метеопараметрів розраховуємо відповідні значення відстані, на якій досягається максимальна концентрація забруднюючої речовини.

В отриманому ряду (для найгірших варіантів - масивів) значень виділяється початок та кінець діапазону значень.

Далі необхідно виключити ті джерела, чий діапазон значень x_f лежить нижче перпендикуляра по відношенню до напрямку вітру, проведеного через осі факела забруднення. [19]

Розраховавши для вибраних джерел можливі інтервали відстані, на якому досягається максимальна концентрація забруднюючих речовин, геометрично визначимо область $\{x_f^+\}$, обмежену цими діапазонами по осі факела, та прямими, проведеними від нижньої межі діапазону $\{x_f^1\}$ до нижньої межі діапазону $\{x_f^2\}$.

Точка, в якій досягається максимальна концентрація при можливих діапазонах параметрів, утворена з урахуванням наднормативного викиду, що відбувся, належить цій області.

Дана операція дозволяє на основі технічної документації та метеорологічної інформації розрахунковим шляхом звузити коло підприємств, з певною часткою ймовірності, здатних викликати наднормативне забруднення атмосферного повітря.

3.2.2. Аналітичний метод визначення джерела наднормативного забруднення атмосфери із проведенням інструментальних вимірювань

Також можна застосувати наступний метод - для наявного інтервалу x_f кожного джерела, провести розрахунок концентрації забруднюючої речовини в розрахунковій точці. Різниця між значеннями створюваної концентрації в нормативному та максимальному випадку ($C_i^{\max} - C_i^{\text{norm}}$) буде слугувати характеристикою для оцінки можливого наднормативного впливу джерела на ситуацію, що спостерігається - її можна назвати потенціалом забруднення для заданої ситуації з перевищенням. Якщо перевищення становить велику величину ніж може забезпечити при максимальних умовах обраний джерело забруднення, тобто потенціал джерела нижче величини перевищення, його можна виключити з кола можливих джерел, що служать причиною наднормативного забруднення атмосфери. кола джерел, з певною часткою ймовірності, здатних викликати наднормативне забруднення атмосферного повітря, або для розрахункового встановлення такого джерела для найпростіших випадків з невеликою кількістю забруднюючих речовин.

У випадку з невеликою кількістю можливих джерел забруднення можна здійснити вимірювання, і порівнюючи поточну ситуацію з нормативними значеннями, а саме - міграція кривої на графіку відстань/концентрація, поступово обмежувати коло джерел. Для цього необхідно виконати низку дій, описаних нижче.

Проведемо через пост пряму, перпендикулярну до напрямку вітру, а також осі факелів джерел забруднення. Необхідно провести ряд вимірів, в точках відбору які лежать між умовно крайнім лівим перетином віссю факела джерел перпендикуляра та крайнім правим. Побудувавши графік розподілу концентрації (рис. 3.16), порівнюючи його з ситуацією за нормальних умов (рис. 3.17), визначити в який бік щодо посту «набирає вагу» графік (спостереження тенденції зниження/збільшення концентрації при переході за графіком від одного джерела до іншого).

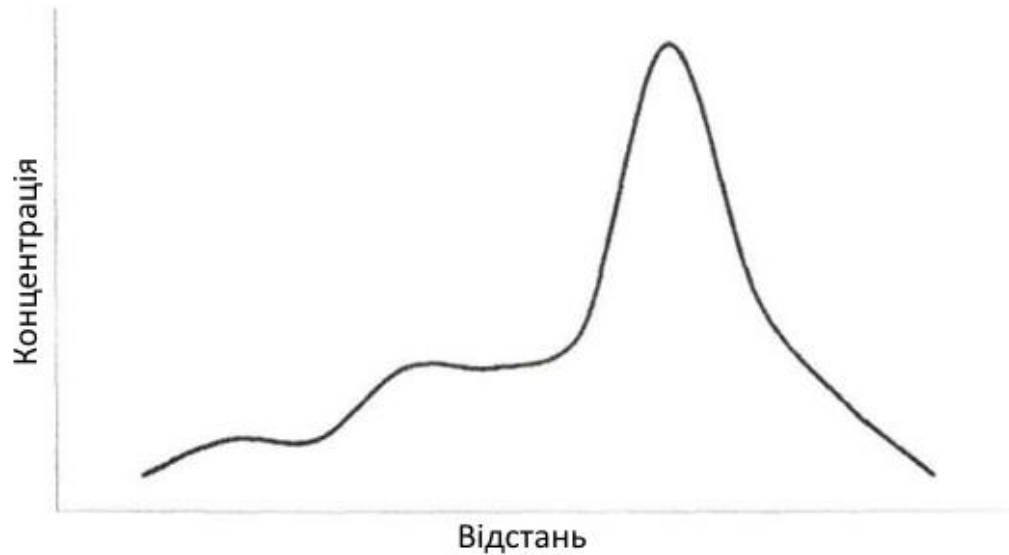


Рисунок 3.16 – Розподіл концентрації забруднюючої речовини -нормативна ситуація

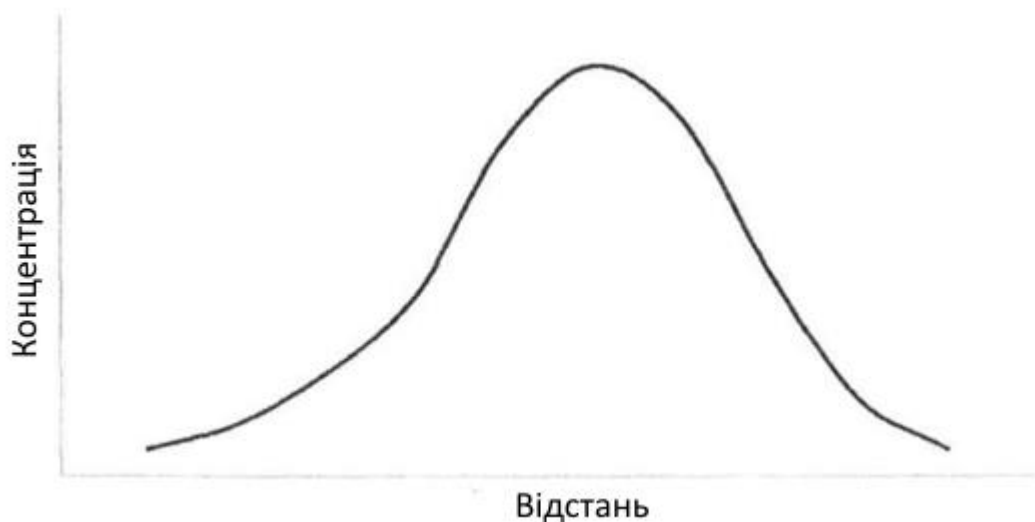


Рисунок 3.17 – Розподіл концентрації забруднюючої речовини - ситуація з перевищенням

Після чого, залежно від графіку що спостерігається на картині провести перевизначення цієї ділянки - тобто пост стане або крайньою лівою, або крайньою правою точкою на графіку. Повторюючи ці дії і звужуючи інтервал, стає можливим максимально обмежити коло можливих джерел, які можуть створювати наднормативне забруднення атмосфери.

Цей спосіб вимагає проведення вимірювань для звуження кола підприємств джерел забруднення.

3.2.3. Визначення черговості проведення контрольних вимірів

Після обмеження кола можливих джерел, що викликають наднормативний негативний вплив на повітряний басейн, необхідно провести контрольні вимірювання. У цьому потрібно оптимізувати маршрут - тобто визначити черговість вимірів для джерел, і навіть встановити точки відбору.

З метою підвищення оперативності встановлення передбачуваного джерела, що спричинило наднормативне забруднення повітряного басейну, можна скористатися наступним способом. Суть його полягає у використанні спеціального коефіцієнта, що визначає порядок виконання контрольних вимірювань оперативним постом спостереження.

Для ранжирування джерел з метою визначення порядку добутку вимірювань концентрації забруднюючої речовини, необхідно ввести деякий коефіцієнт, величина якого визначатиме черговість можливість надання найбільшого вкладу у перевищення нормативного значення концентрації забруднюючих речовин.

Коефіцієнт K можна визначити як:

$$K = \frac{MU}{S|x_m - x_{fv}|}, \quad (3.3)$$

де M - нормативна величина потужності викиду забруднюючих речовин джерелом, S - відстань від джерела до стаціонарного посту, на якому зафіксовано перевищення, U - швидкість вітру, x_m - координата по осі OX перетину осі факела з перпендикуляром, проведеним через точку розміщення стаціонарного посту, x_{fv} - координата осі OX верхньої межі діапазону відстані по осі факела, на якому досягається максимальна концентрація.

Використання даного коефіцієнта є виправданим, оскільки значне перевищення концентрації забруднюючої речовини з більшою ймовірністю забезпечить джерело (виробництво), чия потужність є найбільшою (тут також необхідно враховувати технічний регламент джерела забруднення). І, таким чином, у більшості випадків, можливо скоротити сумарну відстань маршруту,

виконану оперативним (рухомим) постом спостереження, і кількість вимірювань, що проводяться.

Після встановлення черговості вимірювань необхідно встановити ті точки, в яких будуть проводитися контрольні вимірювання - найбільш близькі ділянки дороги у напрямку до стаціонарного посту. Тут необхідно уявити дороги як безліч простих сегментів - прямих - з двома характеристиками - координатами початку та кінця сегмента. Після цього стає можливим організувати цикл перевірки на перетин шляху по прямій від поста до джерела і сегмента дороги, після чого вибрати з знайдених точок перетину ту, яка буде найбільш зручно розташованою.

3.2.4. Встановлення джерела, викид забруднюючої речовини якого спричинив наднормативне забруднення атмосфери розрахунковим методом

Таблиця 3.1 - Результуюча таблиця, одержувана під час розрахунку

| Джерело забруднення атмосфери | Концентрація, створена i -м джерелом на посту, $C_{\text{норм}}$ | Концентрація, створена i -м джерелом на посту, $C_{\text{макс}}$ | $C_{\text{пост}}$ |
|-------------------------------|--|--|--------------------|
| Джерело 1 | $C_{\text{норм}1}$ | $C_{\text{макс}1}$ | $C_{\text{пост}1}$ |
| Джерело 2 | $C_{\text{норм}2}$ | $C_{\text{макс}2}$ | $C_{\text{пост}2}$ |
| ... | ... | ... | ... |
| Джерело i | $C_{\text{норм}i}$ | $C_{\text{макс}i}$ | $C_{\text{пост}i}$ |

При встановленні джерела забруднення, що викликало перевищення нормативної величини забруднення приземного шару атмосфери, зафіксованого на стаціонарному посту, необхідно, виходячи з відомих параметрів джерел забруднення і отриманих в ході розрахунків значень, а саме знаючи потужність викиду в нормативній ситуації і розрахувавши максимальне значення (документації), розрахувати відповідні значення концентрацій для нормативного

та максимального негативного випадків, після чого побудувати табл. 3.1, подану нижче [20].

При цьому концентрація на посту ($C_{\text{пост}}$) у разі здійснення наднормативного викиду газоповітряної суміші, що містить шкідливі речовини, для джерел, визначається:

$$C_{\text{пост}i} = C_{\text{макс}i} + \sum_{j=1}^{n-1} C_{\text{норм}j} . \quad (3.4)$$

Отримане значення порівнюється з поточною ситуацією на посту, і за найближчим значенням визначається джерело, яке має наднормативний негативний вплив на повітряний басейн:

$$C_{\text{пост}}^{\text{факт}} \cong C_{\text{пост}i} . \quad (3.5)$$

Для проведення контрольних вимірювань необхідно встановити ті точки, в яких будуть проводитися контрольні вимірювання - на найбільш близьких ділянках дороги до стаціонарного посту, з найбільшою концентрацією забруднюючої речовини для обраного (вибраних) джерела, в яких розраховується концентрація $C(\Delta x, \Delta y, z)$, де Δx і Δy - координати точки відбору ділянки дороги, у цьому $\Delta x < x$.

При аналізі отриманих результатів розрахунків можливі два випадки:

1) коли по побудованій таблиці можна однозначно визначити джерело, що викликало наднормативне забруднення атмосфери - фактична концентрація на посту $C_{\text{пост}}^{\text{факт}}$ перевищує значення $C_{\text{пост}}$ і всім джерел, крім одного;

2) коли за побудованою таблицею не можна однозначно визначити джерело, що викликало наднормативне забруднення атмосфери - фактична концентрація на посту $C_{\text{пост}}^{\text{факт}}$ не перевищує значення $C_{\text{пост}}$ і для кількох джерел забруднення. [20]

У першому випадку після проведення розрахунку винуватця встановлено, у другому - необхідно провести контрольні вимірювання, для яких вибирається точка на ділянці дороги, для якої розраховується контрольне значення концентрації, використовуючи значення максимальної потужності викиду для одного з ймовірних джерел забруднення атмосфери.

Так як найчастіше перевищення викликається впливом одного джерела, розроблена методика може бути застосована для розрахункового встановлення джерела забруднення (у тому числі - при розробці експертної системи прийняття рішень у галузі моніторингу та контролю стану атмосферного повітря населеного пункту), викид забруднюючої речовини якого спричинив наднормативне забруднення повітряного басейну населеного пункту для більшості випадків (з відносно невеликою кількістю джерел забруднення атмосферного повітря), або для звуження кола джерел, з певною часткою ймовірності здатних викликати наднормативне забруднення атмосферного повітря з проведенням контрольних вимірювань.

Згідно з отриманими, при розрахунку фонові концентрації фенолу в точці стаціонарного посту, результатів, для температури навколишнього середовища +20°C, максимальна концентрація на посту досягає $C_p = 4,8 \text{ мкг/м}^3$ при напрямку вітру 314 градусів і швидкості 10 м/с, клас стабільності атмосфери – F (стабільний, ніч). Значення концентрації, що перевищує не більше ніж у 5% випадків -4,2 мкг/м³. Похибка методу за цих умов становитиме:

$$\delta = \frac{4.2 - 4}{4} \cdot 100\% = 5\% \quad (3.6)$$

Отримане значення відрізняється на 5% від того, що міститься у довідці про фонову концентрацію на посту. Відповідно до нормативів розрахунку максимальних концентрацій за фонову концентрацію приймається статистично достовірною максимальна разова концентрація домішки (середня за 20 хв), значення якої перевищується у 5% випадків.

ВИСНОВКИ

1. Розроблено аналітичний метод контролю забруднення приземного шару атмосфери шляхом застосування Гаусової дисперсійної моделі для розрахунку забруднення атмосфери від сукупності викидів промислових підприємств із різними системами координат.

2. На основі дисперсійної моделі розроблено методику визначення значення приземної концентрації забруднюючої речовини у будь-якій точці населеного пункту для різних метеорологічних та атмосферних умов. Методика дозволяє реагувати на зміну швидкості та напрямку вітру, температури довкілля, і дозволяє складати карти-схеми забруднення атмосфери викидами промислових підприємств.

3. На основі дисперсійної моделі розроблено методику розрахункового визначення фонових концентрацій забруднюючих речовин у будь-якій точці населеного пункту. Таким чином, методика дозволяє отримувати достовірні результати про значення концентрацій забруднюючих речовин у населеному пункті.

Список використаних джерел

1. Barratt, R. (2001) *Atmospheric Dispersion Modelling: An Introduction to Practical Applications*. Business and Environment Practitioner Series (London: Earthscan).
2. Benson, P. E. (1979) *CALINE 3: A Versatile Dispersion Model for Predicting Air Pollutant Levels Near*
3. *Highways and Arterial Streets*. Report No. FHWA-CA-TL-79-23 (Sacramento, CA: California Department of Transportation).
4. Benson, P. E. (1984) *CALINE 4: A Dispersion Model for Predicting Air Pollutant Concentrations Near*
5. *Roadways*. Report No. FHWA-CA-TL-84-15 (Sacramento, CA: California Department of Transportation).
6. Benson, P. E., Nokes, W. A. and Cramer, R. L. (1988) *Evaluation of CALINE 4 Line Source Dispersion Model for Complex Terrain Application*. Transport Research Record 1058 (Washington, DC: National Research Council).
7. Berkowicz, R., Hertel, O., Sorensen, N. N. and Michelsen, J. A. (1997) *Modelling air pollution from traffic in urban areas*, in: R. J. Perkins and S. E. Belcher (Eds) *Proceedings from IMA Meeting on Flow and Dispersion Through Obstacles*, Cambridge, 29–30 March 1994, pp. 121–142 (Oxford: Clarendon).
8. Blanchard, C. L. and Stoeckenius, A. E. (2001) *Ozone response to precursor control: comparison of data analysis methods with the prediction of photochemical air quality models*, *Atmospheric Environment*, 35, pp. 1203–1215.
9. Box, G. E. P., Jenkins, G. M. and Reinsel, G. C. (1994) *Time Series Analysis: Forecasting and Control*, 3rd edn (Englewood Cliffs, NJ: Prentice-Hall).
10. Briggs, D. J., Hough, D., Gulliver, W., Elliott, P., Kingham, S. and Small Bone, K. (2000) *A regression based method for mapping traffic related air pollution: application and testing in four contrasting urban environments*, *Science of the Total Environment*, 253, pp. 151–167.
11. Buckland, A. T. and Middleton, D. R. (1999) *Nomograms for calculating pollution within street canyon*, *Atmospheric Environment*, 33, pp. 1017–1036.

12. Bull, M. A. and Zimmann, R. (1997) Traffic emission data for air quality reviews, *Traffic Engineering and Control*, 38(9), 470–472.
13. Cadle, S. H., Chock, D. P., Monson, P. R. and Heuss, J. M. (1976) General motors sulfate dispersion experiment: experimental procedures and results, *Journal of Air Pollution Control Association*, 27, pp. 33–38.
14. CERC (1999) ADMS-Urban (Cambridge: Cambridge Environmental Research Consultants).
15. Chan, A. T., Ellen, S. P. S. and Samad, S. C. (2001) Strategic guidelines for street canyon geometry to achieve sustainable air quality, *Atmospheric Environment*, 35, pp. 4089–4098.
16. Chan, T. L., Dong, G., Leung, C. W., Cheung, C. S. and Hung, W. T. (2002) Validation of two- dimensional pollutant dispersion in an isolated street canyon, *Atmospheric Environment*, 36, pp. 861–872.
17. Chock, D. P. (1977) General motors sulfate dispersion experiment—an overview of the wind, temperature and concentration field, *Atmospheric Environment*, 11, pp. 553–559.
18. Chock, D. P. (1978) A simple line source model for dispersion near roadways, *Atmospheric Environment*, 12, pp. 823–829.
19. Clifford, M. J., Clarke, R. and Riffat, S. B. (1995) Local aspects of vehicular pollution, *Atmospheric Environment*, 31(2), pp. 271–276.
20. Coe, D. L., Eisinger, D. S., Prouty, J. D. and Kear, T. (1998) User's Guide for CL-4: A User-friendly Interface for the CALINE 4 Model for Transportation Project Impact Assessments. Report No. STI-997480-1814-UG (Sacramento, CA: Caltrans-UC Davis Air Quality Project).
21. CPCB (1999) Auto Emissions. Parivesh Newsletter (New Delhi: Central Pollution Control Board, Ministry of Environment and Forests, Government of India).
22. CPCB (2000a) Transportation Fuel Quality for Year 2005. PROBES/78/2000-01 (New Delhi: Central Pollution Control Board, Ministry of Environment and Forests, Government of India).

23. CPCB (2000b) Air Quality Status and Trends In India. National Ambient Air Quality Monitoring Series, NAAQMS/14/1999–2000 (New Delhi: Central Pollution Control Board, Ministry of Environment and Forests, Government of India).
24. CPCB (2001) Air Quality in Delhi (1989–2000). National Ambient Air Quality Monitoring Series, NAAQMS/17/2000–2001 (New Delhi: Central Pollution Control Board, Ministry of Environment and Forests, Government of India).
25. Croxford, B. and Penn, A. (1998) Siting considerations for urban pollution monitors, *Atmospheric Environment*, 32(6), 1049–1056.
26. CRRRI (2002) Urban Road Traffic and Air Pollution (URTRAP) Study. Technical Report (New Delhi: Central Road Research Institute).
27. CSE (1996) Slow Murder (New Delhi: Center for Science and Environment).
28. Dennis, R. L., Byan, D. W., Novak, J., Galluppi, K. J., Coats, C. J. and Vouk, M. L. (1996) The next generation of air quality modelling: EPA's models—3, *Atmospheric Environment*, 30(12), pp. 1925–1936.
29. Eerens, H. C., Sliggers, C. J. and Van Den Hout, K. D. (1993) The car model: the Dutch method to determine city street air quality, *Atmospheric Environment*, 27B(4), pp. 389–399.
30. Eskridge, R. E., Binkowski, F. S., Hunt, J. C. R., Clark, T. L. and Demerjian, K. L. (1979) Highway modeling. Part II: Advection and diffusion of sf6 tracer gas, *Journal of Applied Meteorology*, 18(4), pp. 401–412.
31. Eskridge, R. E. and Catalano, J. (1987) ROADWAY—A Numerical Model for Predicting Air Pollutants
32. Near Highways: User's Guide. Report No. EPA/600/8–87/010 USEPA (Research Triangle Park, NC: US Environmental Protection Agency).
33. Eskridge, R. E. and Hunt, J. C. R. (1979) Highway modeling. Part I: Prediction of velocity and turbulence fields in the wake of vehicles, *Journal of Applied Meteorology*, 18, pp. 387–400.