

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ХАРКІВСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
МІСЬКОГО ГОСПОДАРСТВА імені О. М. БЕКЕТОВА

В. Є. Бекетов

ТЕХНОЛОГІЇ ЗАХИСТУ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ МІСТ

КОНСПЕКТ ЛЕКЦІЙ

(для здобувачів другого (магістерського) рівня вищої освіти всіх форм навчання зі спеціальності 183 – Технології захисту навколишнього середовища)

Харків
ХНУМГ ім. О. М. Бекетова
2024

Бекетов В. Є. Технології захисту атмосферного повітря міст : конспект лекцій для здобувачів другого (магістерського) рівня вищої освіти всіх форм навчання зі спеціальності 183 – Технології захисту навколишнього середовища / В. Є. Бекетов ; Харків. нац. ун-т міськ. госп-ва ім. О. М. Бекетова. – Харків : ХНУМГ ім. О. М. Бекетова, 2024. – 85 с.

Автор

канд. техн. наук, доц. В. Є. Бекетов

Рецензент

Д. В. Дядін, кандидат технічних наук, професор, завідувач кафедри інженерної екології міст (Харківський національний університет міського господарства імені О. М. Бекетова)

*Рекомендовано кафедрою інженерної екології міст, протокол № 2
від 28.08.2023*

© В. Є. Бекетов, 2024

© ХНУМГ ім. О. М. Бекетова, 2024

ЗМІСТ

| | |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| ВСТУП..... | 5 |
| 1 ПРИРОДНІ ЧИННИКИ, ЩО СПРИЯЮТЬ НЕБЕЗПЕЧНОМУ ЗАБРУДНЕННЮ АТМОСФЕРИ..... | 6 |
| 1.1 Розподіл концентрації домішки в атмосфері під факелом точкового джерела | 6 |
| 1.1.1 Ефективна висота джерела викиду | 7 |
| 1.2 Кліматичні умови розповсюдження домішок в атмосфері | 9 |
| 1.2.1 Вітер..... | 9 |
| 1.2.2 Температура, інверсія температури | 10 |
| 1.2.3 Градієнт температури і стійкість атмосфери | 10 |
| 1.2.4 Градієнт температури і форма струменя диму | 12 |
| 1.2.5 Тумани. Опади. Сонячна радіація | 15 |
| 1.2.6 Потенціал забруднення атмосфери | 15 |
| 2 РИЗИКИ ДЛЯ ЗДОРОВ'Я НАСЕЛЕННЯ ВІД ЗАБРУДНЕННЯ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ..... | 16 |
| 2.1 Надзвичайні екологічні ситуації, їхні ознаки і класифікація | 16 |
| 2.2 Методологія оцінки ризику і її елементи | 18 |
| 2.2.1 Ідентифікація небезпеки..... | 18 |
| 2.2.2 Оцінка експозиції | 19 |
| 2.2.3 Характеристика небезпеки (оцінка залежності «доза-відповідь») | 20 |
| 2.2.4 Оцінка канцерогенного ризику..... | 20 |
| 2.2.5 Оцінка ризику неканцерогенних ефектів | 23 |
| 3.2.6 Управління ризиком. Інформування про ризик | 25 |
| 3 ПРОГНОЗУВАННЯ ЗАБРУДНЕННЯ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ | 25 |
| 3.1 Теорія атмосферної дифузії. Рівняння турбулентної дифузії..... | 25 |
| 3.2 Аналітичне рішення рівняння дифузії. Особливість розподілу наземної концентрації вздовж осі факела..... | 27 |
| 3.3 Розрахунок концентрацій забруднювальних речовин в атмосферному повітрі. Методика ОНД-86..... | 28 |
| 3.3.1 Розрахунок забруднення атмосфери викидами одиночного джерела з круглим гирлом..... | 29 |
| 3.3.2 Розрахунки забруднення атмосфери викидами джерела з прямокутним устям | 34 |
| 3.3.3 Розрахунок забруднення атмосфери викидами лінійного джерела..... | 34 |
| 3.3.4 Розрахунок забруднення атмосфери викидами групи джерел і площинних джерел..... | 36 |
| 3.3.5 Радіус зони впливу джерела..... | 38 |

| | | |
|-------|----------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| 3.3.6 | Рішення зворотних завдань..... | 38 |
| 3.3.7 | Врахування впливу рельєфу місцевості під час розрахунку забруднення атмосфери | 40 |
| 3.4 | РОЗРАХУНОК КОНЦЕНТРАЦІЙ ЗАБРУДНЮВАЛЬНИХ РЕЧОВИН В АТМОСФЕРНОМУ ПОВІТРІ. ГАУСОВА МОДЕЛЬ | 42 |
| 3.4.1 | Основне рівняння розсіювання домішок у гаусовій теорії..... | 43 |
| 3.4.2 | Прийняті допущення..... | 44 |
| 3.4.3 | Окремі випадки розрахунку приземних концентрацій | 45 |
| 3.4.4 | Практичне використання рівнянь моделі Гауса | 46 |
| 3.4.5 | Визначення категорії (класу стійкості) атмосфери | 47 |
| 3.4.6 | Визначення максимуму приземної концентрації і його положення..... | 50 |
| 3.4.7 | Розсіювання в атмосфері аерозолів..... | 51 |
| 4 | ФОНОВІ КОНЦЕНТРАЦІЇ ЗАБРУДНЮВАЛЬНИХ РЕЧОВИН В АТМОСФЕРНОМУ ПОВІТРІ..... | 55 |
| 4.1 | ПЕРІОД ВИЗНАЧЕННЯ C_{ϕ} . ОБРОБКА ДАНИХ РЕЗУЛЬТАТІВ СПОСТЕРЕЖЕНЬ | 55 |
| 4.2 | ВИЗНАЧЕННЯ ФОНОВИХ КОНЦЕНТРАЦІЙ ЗА ДАНИМИ ПОСТІВ СПОСТЕРЕЖЕННЯ... .. | 59 |
| 4.2.1 | Розрахунковий метод..... | 59 |
| 4.2.2 | Графічний метод | 59 |
| 4.3 | ФОРМАТ ЗАВДАННЯ ФОНУ ЗА ПОСТОМ СПОСТЕРЕЖЕННЯ. ВИНЯТОК ВКЛАДУ ПІДПРИЄМСТВА З ФОНУ | 60 |
| 4.4 | ВИЗНАЧЕННЯ ФОНОВИХ КОНЦЕНТРАЦІЙ РОЗРАХУНКОВИМ МЕТОДОМ | 62 |
| 5 | МЕТОДИ ТА ТЕХНОЛОГІЇ СКОРОЧЕННЯ ВИКИДІВ ЗАБРУДНЮВАЧІВ В АТМОСФЕРНЕ ПОВІТРЯ..... | 63 |
| 5.1 | СКОРОЧЕННЯ ПРОМИСЛОВИХ ВИКИДІВ ВІД ГАЗОПОДІБНИХ ЗАБРУДНЮВАЛЬНИХ РЕЧОВИН..... | 63 |
| 5.1.1 | Абсорбція | 64 |
| 5.1.2 | Адсорбція | 67 |
| 5.1.3 | Термоокислювальне знешкодження | 68 |
| 5.1.4 | Каталітичне очищення | 71 |
| 5.1.5 | Біологічне очищення | 74 |
| 5.2 | ШЛЯХИ ПІДВИЩЕННЯ ЕКОЛОГІЧНИХ ПОКАЗНИКІВ АВТОТРАНСПОРТУ | 79 |
| 5.2.1 | Зниження токсичних викидів автомобілів | 77 |
| 5.2.2 | Рідинний нейтралізатор..... | 78 |
| 5.2.3 | Каталітичний нейтралізатор | 79 |
| 5.2.4 | Сажовий фільтр | 81 |
| | СПИСОК РЕКОМЕНДОВАНИХ ДЖЕРЕЛ..... | 83 |

ВСТУП

Дисципліна «Технології захисту атмосферного повітря міст» входить до програми підготовки магістрів за спеціальністю 183 – Технології захисту навколишнього середовища.

У конспекті розглянуто закономірності розсіювання забруднювальних речовин в атмосфері, вплив кліматичних умов на процес розсіювання, основні положення методології оцінки ризиків для здоров'я населення від забруднення атмосферного повітря, викладені фізичні основи прогнозу забруднення атмосферного повітря, розглянуто існуючий алгоритм визначення фонових концентрацій, дано основні положення методик розрахунку концентрацій домішок в атмосферному повітрі, розглянуто методи та технології скорочення шкідливих викидів у атмосферне повітря від підприємств та автотранспорту.

Дисципліна дає студенту знання, що допоможуть оцінити рівень забруднення атмосферного повітря міста з урахуванням кліматичних умов регіону та екологічну безпеку атмосфери міста, виконати розрахунки рівня забруднення атмосфери від джерел викиду різного типу, оцінити якість атмосферного повітря з урахуванням фонових концентрацій, оцінити канцерогенний і неканцерогенний ризики для здоров'я населення від забруднення атмосферного повітря, рекомендувати ефективні методи та технології для природоохоронних заходів, спрямованих на оздоровлення атмосфери від забруднення.

Конспект лекцій складено з метою допомогти здобувачам екологічних спеціальностей під час підготовки до занять та контрольних заходів із курсу.

1 ПРИРОДНІ ЧИННИКИ, ЩО СПРИЯЮТЬ НЕБЕЗПЕЧНОМУ ЗАБРУДНЕННЮ АТМОСФЕРИ

Розсіювання домішок в атмосфері пов'язане з атмосферною турбулентністю і відбувається здебільшого шляхом молекулярної і турбулентної дифузії. Водночас основну роль відіграє турбулентна дифузія, роль молекулярної дифузії незначна.

Турбулентна дифузія має дві складових – термічну і динамічну. Термічна дифузія (забезпечує конвективну турбулентність) пов'язана з вертикальним температурним градієнтом повітря.

Динамічна дифузія (забезпечує механічну турбулентність) відбувається під час руху повітряних мас під впливом вітру, у нижніх шарах тропосфери посилюється під впливом макронерівностей рельєфу і не пов'язана з температурним градієнтом.

Атмосферна турбулентність є результатом двох процесів:

- **конвективна турбулентність** – природні конвективні потоки як результат нагрівання атмосфери (dp/dz);
- **механічна турбулентність** є результатом вітрового зрушення (du/dz).

1.1 Розподіл концентрації домішки в атмосфері під факелом точкового джерела

Розподіл концентрації забруднювальних речовин в атмосфері під факелом високого точкового джерела показано на рисунку 1.1.

На процес розсіювання в атмосфері промислових викидів із димарів і вентиляційних облаштувань істотно впливають такі чинники:

- стан атмосфери;
- фізичні і хімічні властивості речовин, що викидаються (щільність, температура, дисперсний склад пилу);
- параметри джерела викиду;
- рельєф місцевості.

Під факелом одиночного джерела викиду можна виділити чотири зони забруднення (рис. 1.1).

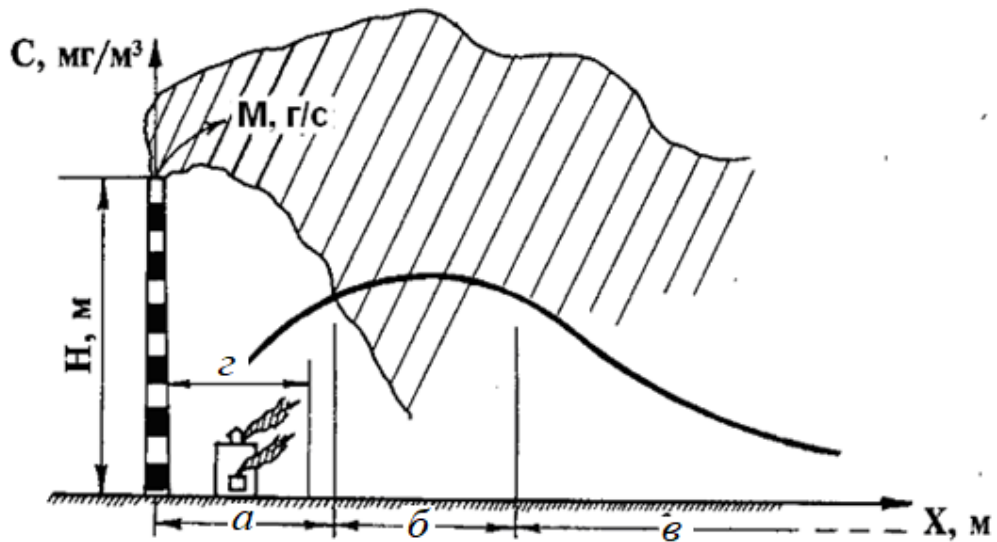


Рисунок 1.1 – Концентрація забруднювальних речовин у приземному шарі атмосфери під факелом точкового джерела:

a – зона перекидання факела; b – зона задимлення; c – зона поступового зниження рівня забруднення; z – зона забруднення неорганізованими викидами

У середині зони перекидання факела високі концентрації речовин спостерігаються через неорганізовані викиди.

Зона задимлення є найбільш небезпечною і має бути виключена з селитебної забудови. Її розміри залежно від метеоумов знаходяться в межах 10–50 висот димаря.

Максимальна концентрація забруднювальної речовини в приземному шарі атмосфери прямо пропорційна масовій витраті забруднювальної речовини – M_i , зворотно пропорційна до квадрата висоти джерела – H^2 .

1.1.1 Ефективна висота джерела викиду

Підвищення температури й моменту кількості руху струменя газів, що викидаються, призводить до збільшення висоти димового факела та зниження приземної концентрації забруднювальних речовин (рис. 1.2).

За слабого вітру чітко видно, що дим із труби спочатку поширюється майже вертикально вгору і тільки на деякому рівні його рух набуває горизонтальних складових.

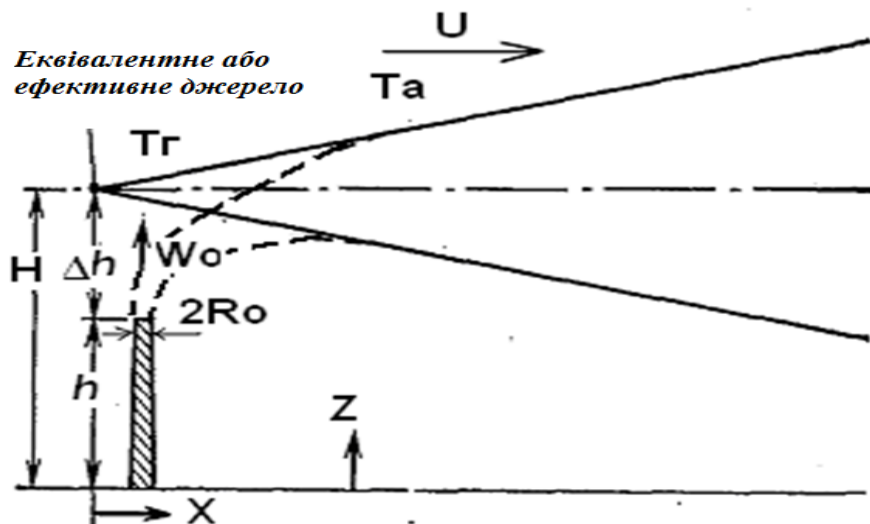


Рисунок 1.2 – Джерело викиду та ефективна висота джерела:

H – ефективна висота джерела; h – фізична висота джерела; Δh – висота початкового підйому викиду; U – швидкість вітру; T_c – температура викиду з джерела; T_a – температура атмосферного повітря; W_o – швидкість викиду газів із джерела; R_o – радіус джерела викиду (труби)

Це пов'язано з тим, що викиди з димових труб зазвичай мають початкову швидкість підйому і перегріті щодо навколишнього повітря. Створюється враження, що джерело димішки піднято над трубою на висоту Δh (висота початкового підйому димішки). Тому в розрахунках замість джерела з реальною висотою h варто розглядати деяке віртуальне джерело з характерною ефективною висотою H :

$$H = h + \Delta h,$$

де Δh залежить від швидкості вітру та перегріву димових газів відносно навколишнього повітря.

Значення Δh можна визначають за допомогою наближеної формули, отриманої на основі експериментальних даних. Під час її розроблення використовувалися фотографії димових факелів, отриманих у природних і лабораторних умовах.

$$\Delta h = \frac{3,75 w_0 R_0}{u} + \frac{1,6 g V_1 \Delta T}{T_a u^3},$$

де w_o – швидкість газів на виході з джерела, м/с;

R_o – радіус димового струменя, м;

u – швидкість вітру, м/с;

V_l – об'ємна витрата димових газів, м³/с;

ΔT – перегрівання газів відносно навколишнього повітря, °K;

T_a – температура навколишнього атмосферного повітря, °K.

Розсіювання в атмосфері газоподібних домішок і дрібнодисперсних твердих часток (діаметр менше 10 мкм), що мають незначну швидкість осадження, підкоряється одним і тим саме законамірностям. Для більших часток пилу ця закономірність порушується, оскільки швидкість їхнього осадження під дією сили тяжіння зростає.

У газоочисних апаратах великі частки пилу уловлюються ефективніше, ніж дрібні, тому у викидах після очищення залишаються тільки дрібні частки і їхнє розсіювання в атмосфері розраховують також, як і розсіювання газоподібних домішок.

1.2 Кліматичні умови розсіювання домішок в атмосфері

Метеоумови суттєво впливають на перенесення і розсіювання домішок в атмосфері. Найбільший вплив справляє режим вітру й температури (температурна стратифікація), опади, тумани, сонячна радіація [2].

Основними процесами, що забезпечують перемішування повітря в нижній атмосфері, є:

- температурний градієнт;
- механічна турбулентність, пов'язана із взаємодією вітру з підстилаючою поверхнею.

1.2.1 Вітер

Вітер може по-різному впливати на процес розсіювання домішок залежно від типу джерела і характеристики викидів. Якщо гази, що відходять, перегріті відносно навколишнього повітря, то вони мають початкову висоту підйому. У зв'язку з цим поблизу джерела створюється поле вертикальних швидкостей, що сприяють підйому факела і віднесенню домішок вгору. За слабких вітрів цей підйом зумовлює зменшення концентрацій домішок біля землі. Концентрація домішок біля землі зменшується і за дуже сильних вітрів, однак це відбувається завдяки швидкому перенесенню домішок у горизонтальному напрямку. У результаті найбільші концентрації домішок у приземному шарі формуються за

деякої швидкості, яку називають «небезпечна».

Для низьких або холодних джерел викидів підвищений рівень забруднення повітря спостерігається за слабких вітрів ($\omega = 0 \div 1$ м/с) унаслідок скупчення домішок у приземному шарі. Отже, під час дослідження забруднення повітря в місті варто враховувати як повторюваність малих швидкостей вітру, так і повторюваність «небезпечної» швидкості вітру.

Прямий вплив на забруднення повітря в місті має напрям вітру. Істотне збільшення концентрації домішки спостерігається тоді, коли переважають вітри з боку промислових об'єктів.

1.2.2 Температура, інверсія температури

Якщо температура навколишнього повітря знижується з висотою, нагріті струмені повітря піднімаються вгору, а на їхнє місце опускаються холодні (конвекція). Такі умови називаються конвективними.

Якщо температура навколишнього повітря підвищується з висотою (градієнт температури від'ємний або негативний), то потік, що вертикально піднімається, стає холоднішим від навколишніх мас і його рух загасає. Такі умови називаються стійкими інверсійними.

Інверсія температури (інверсійна стратифікація) – підвищення температури повітря з висотою. Якщо підвищення температури починається безпосередньо від поверхні землі, інверсію називають приземною (радіаційна інверсія), якщо ж із деякої висоти над поверхнею землі – припіднятою (інверсія осадження).

Інверсії ускладнюють вертикальний повітрообмін і розсіювання домішок в атмосфері. Інверсії температури в нижній тропосфері виникають у результаті таких явищ:

- охолодження земної поверхні внаслідок радіаційного випромінювання;
- охолодження приземного шару завдяки витратам тепла на випаровування води або танення снігу;
- стік холодного повітря в понижені частини рельєфу;
- на узбережжі морів у теплу пору року при морських бризах.

1.2.3 Градієнт температури і стійкість атмосфери

Будь-яка маса газу під час переміщення в атмосфері вгору розширюється, а під час переміщення вниз – стискується відповідно до розподілу тиску в

атмосфері по вертикалі. Якщо градієнт температури по вертикалі дорівнює $1\text{ }^{\circ}\text{C}$ на кожні 100 м , ці об'ємні зміни протікають адіабатно, тобто без підведення та відведення тепла. За різних метеоумов градієнт температури може бути як більше, так і менше адіабатного значення. У разі виникнення температурної інверсії він набуває протилежного знака.

Інтенсивність теплового перемішування (конвективна турбулентність) та ефективність розсіювання домішок в атмосфері можна визначити, порівнявши реальний градієнт температурний в навколишньому середовищі з адіабатичним вертикальним градієнтом температури.

Декілька можливих температурних градієнтів у навколишньому середовищі порівняно з адіабатичним градієнтом температури подано на рисунку 1.3.

Коли вертикальний температурний градієнт у навколишньому середовищі $(-\frac{dT}{dz})_{нс}$ більше адіабатичного градієнта Γ , атмосферу називають нададіабатичною. Це означає, що дійсний температурний градієнт більш негативний, ніж адіабатичний.

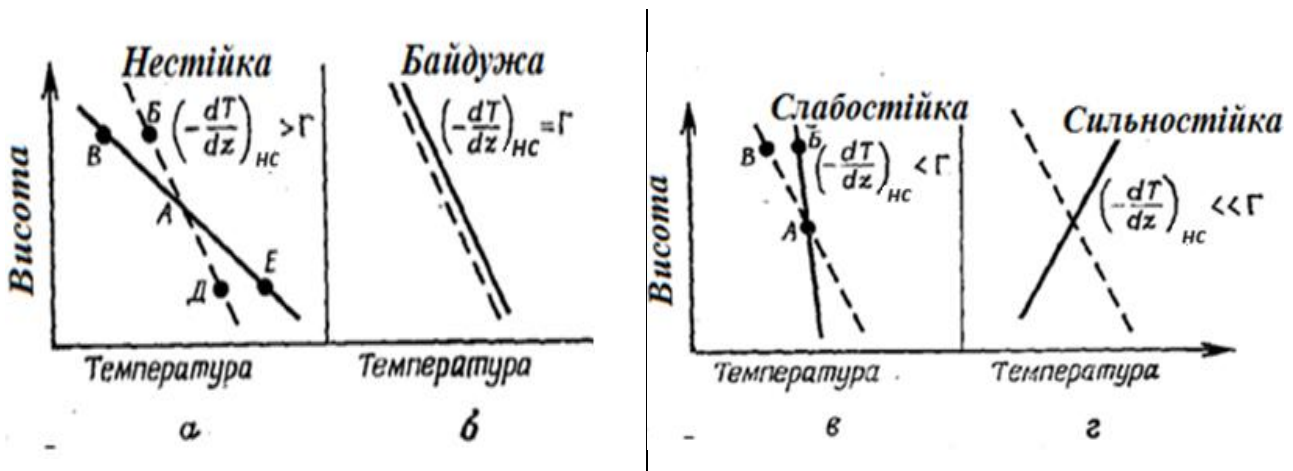


Рисунок 1.3 – Градієнт температури та стійкість атмосфери:

- — — — фактичний градієнт температури у навколишньому повітрі;
- - - - адіабатичний вертикальний градієнт температури

Для нададіабатичної атмосфери характерна така картина (рис. 1.4): при швидкому перенесенні невеликого об'єму повітря V з температурою T_A (випадок турбулентної флуктуації в атмосфері), його розширення добре апроксимується як адіабатичне. Його кінцевий стан може бути описано точкою B , яка лежить на прямій адіабатичного градієнта. У цьому стані температура об'єму V у точці B - T_B більша, ніж температура T_B навколишнього повітря на цій висоті. Точка T_B лежить на прямій температурного градієнта навколишнього повітря.

Розглянутий малий об'єм повітря V , таким чином, має меншу щільність, ніж навколишнє повітря (те ж саме тиск, але при вищій температурі), і має тенденцію продовжувати рух вгору.

Якщо такий самий об'єм повітря почне випадково рухатися вниз, він піддається адіабатичному стиску за температури T_D , яка нижче температури навколишнього повітря T_E . Оскільки його щільність більша, об'єм, що розглядається, буде продовжувати рух вниз.

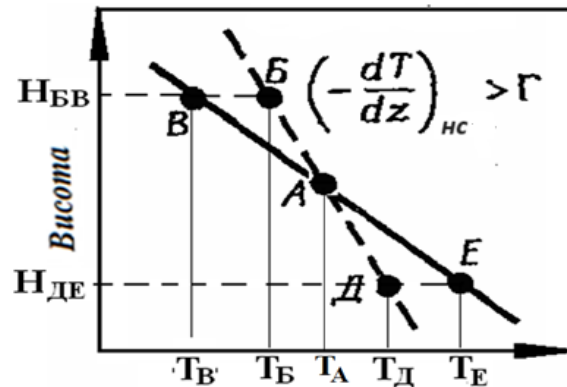


Рисунок 1.4 – Нестійка (нададіабатична) атмосфера

Описані щойно умови визначають нестійкість атмосфери, оскільки будь-який рух у вертикальному напрямку має тенденцію посилюватися.

Таким чином, будь-яка атмосфера, для якої характерний нададіабатичний градієнт температури, є нестійкою.

Ступінь стійкості атмосфери визначає здатність атмосфери розсіювати забруднювачі.

Стійкість атмосфери визначається відсутністю значних вертикальних рухів та перемішування.

1.2.4 Градієнт температури і форма струменя диму

Можливі варіанти розповсюдження струменя диму з високого одиночного джерела за різних градієнтів температури у приземному шарі показані на рисунку 1.5 [3]:

– *a* – хвилеподібний струмінь, сильна нестійкість.

Нададіабатний вертикальний температурний градієнт. Сильна конвективна турбулентність. Нестійкий стан атмосфери. Виникають клуби диму, забруднення інтенсивно розсіюються у великих об'ємах. На окремих ділянках приземного шару можуть бути високі концентрації. Картина спостерігається у

ясні дні за нагрівання земної поверхні сонцем, при слабких вітрах;

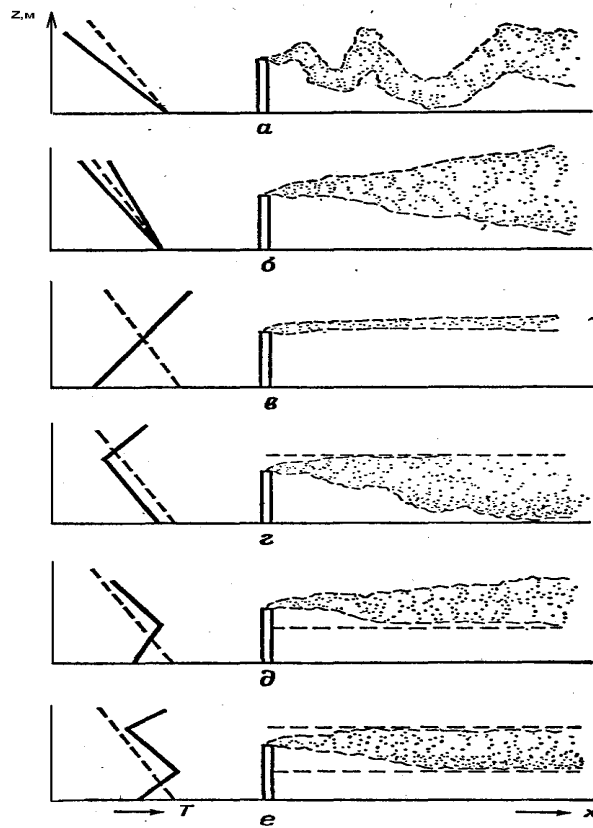


Рисунок 1.5 – Температурний профіль та форма струменя диму у площині XZ:

— — — — адиабатичний вертикальний градієнт температури;
 ————— градієнт температури в навколишньому повітрі (фактичний)

– б – конусоподібний струмінь, стійкість близька до байдужої.

Невеликі температурні градієнти. Домінує дрібномасштабна механічна турбулентність. Атмосферний стан стійкий і умови розсіювання забруднювальних речовин менш сприятливі. Димовий факел має форму конуса (половина кута розчину струменя становить 10°). Більшість домішок переноситься в напрямку вітру, перш ніж значні концентрації досягнуть поверхні землі.

Картина характерна для хмарних днів та ночей, при помірних вітрах. Хмарність перешкоджає притоку сонячної радіації вдень та відтоку інфрачервоного теплового випромінювання від поверхні землі вночі;

– в – віялоподібний струмінь, поверхнева інверсія, сильна стійкість.

Великий негативний градієнт температури. Товстий інверсійний шар.

Слабка механічна турбулентність струменя набуває віялоподібної форми (форми віяла) і поширюється горизонтально. Перетин струменя наближається до еліптичного, забруднення видаляються далеко (великі відстані). Земної поверхні досягають низькі концентрації домішок.

Картина характерна для безвітряних, ясних ночей, коли земля охолоджується, випромінюючи тепло;

– *г* – задимлюючий струмінь, піднята інверсія вище горловини труби.

Інверсійний шар вище гирла труби є перепорою для розсіювання викидів. Утворюється задимлюючий струмінь, викиди забруднювальних речовин прямують до землі. Приземна концентрація багаторазово перевищує розрахункову.

Картина характерна для раннього ранку після ночі зі стійкою інверсією: ранкове сонце нагріває землю, розвивається негативний температурний градієнт у бік поверхні землі. Після досягнення негативним градієнтом висоти труби великі обсяги викиду, сформовані у вигляді віялоподібного струменя, переносяться до поверхні землі вздовж напрямку вітру;

– *д* – піднятий струмінь, інверсія нижче горловини труби.

Інверсія закінчується нижче гирла димової труби. Інверсійний шар слугує природною перепорою, що запобігає опусканню забрудненого струменя на землю. Забрудники розсіюються у напрямку вітру та помітних приземних концентрацій не утворюється.

Картина характерна для пополудні, раннього вечора при ясному небі. Протягом сонячного дня розвивається негативний температурний градієнт у нижньому шарі атмосфери. Тепло, що випромінюється поверхнею землі, пізніше в післяполудневий час призводить до утворення інверсії поблизу поверхні. При розвитку інверсії піднятий струмінь перетворюється на віялоподібний;

– *е* – обмежений струмінь, інверсії нижче та вище горловини труби.

При розміщенні інверсії як вище, так і нижче верхньої точки труби утворюються умови для обмеженого струменя. Розсіювання домішок відбувається лише у шарі між двома стійкими областями атмосфери.

Якщо при ослабленні вітру до штилю спостерігається інверсія, то може утворитися стега, що перешкоджає підйому викидів. Концентрація домішок біля землі різко зростає. Тож стану атмосфери у містах велику небезпеку становить приземна інверсія температури разом із слабкими вітрами, тобто ситуація «застою повітря».

1.2.5 Тумани. Опади. Сонячна радіація

Тумани на вміст забруднювальних речовин в атмосфері впливають так: краплі туману поглинають домішки, причому не тільки поблизу поверхні, що підстилає, але і з вище лежачих, найбільш забруднених шарів повітря. Внаслідок цього концентрація домішок сильно зростає у шарі туману та зменшується над ним. Розчинення сірчистого газу у краплях туману призводить до утворення сірчаної кислоти.

Опади очищають повітря від домішок. Після інтенсивних тривалих опадів високі концентрації домішок в атмосфері практично не спостерігаються.

Сонячна радіація зумовлює фотохімічні реакції в атмосфері з утворенням різних вторинних продуктів, що мають часто більш токсичні властивості, ніж речовини, що надходять від джерел викидів. Наприклад, відбувається окислення сірчистого газу з утворенням сульфатних аерозолів.

1.2.6 Потенціал забруднення атмосфери

У низці випадків потрібно деталізацію або уточнення кліматичних умов стосовно урбанізованих територій, оскільки джерела промислових забруднень розташовані зазвичай в містах.

У великих містах формується свій мікроклімат, істотно змінюються аеродинамічні, радіаційні, термічні і вологість характеристики атмосфери. Виділення в містах великої кількості тепла, зміна газового і аерозольного складу повітря призводять до підвищення температури повітря і утворення так званих «островів тепла». Підвищення температури над великим містом порівняно з температурою навколишньої місцевості може спостерігатися до висоти в декілька сотень метрів [1].

Для вирішення практичних завдань, пов'язаних із захистом чистоти атмосфери, потрібна комплексна оцінка кліматичних умов перенесення і розсіювання домішок над заданим географічним районом. Для цього розроблений ряд різних показників. Наприклад, широко використовують показник – *потенціал забруднення атмосфери* (далі – ПЗА) – що є відношенням середніх рівнів концентрацій домішки при заданих викидах у конкретному \bar{C}_i і умовному \bar{C}_0 районах:

$$\text{ПЗА} = \frac{\bar{C}_i}{C_0}$$

ПЗА показує, у скільки разів середній рівень забруднення повітря в конкретному районі, який визначається реальною повторюваністю несприятливих для розсіювання домішок метеоумов, буде вищим, ніж в умовному районі, у якому несприятливі для розсіювання домішок метеоумови відсутні

ПЗА – поєднання метеорологічних факторів, що зумовлюють рівень можливого забруднення атмосфери від джерел у певному географічному районі.

На території держав СНД ПЗА змінюється в межах від 2,1 до 4,0, тобто при рівних параметрах викидів рівень забруднення атмосфери у різних містах може відрізнятись майже вдвічі завдяки різній повторюваності несприятливих метеоумов.

Мінімальні значення ПЗА отримані для північно-західних районів європейської території, узбережжя Білого та Баренцевого морів, де відзначається мінімальна повторюваність слабких вітрів та приземних інверсій.

Максимальні значення ПЗА спостерігаються у Східному Сибіру, що пов'язано з потужними зимовими антициклонами, які зумовлюють слабкі вітри та стратифікацію атмосфери.

На території України ПЗА перебуває в межах 2,6–2,8.

2 РИЗИКИ ДЛЯ ЗДОРОВ'Я НАСЕЛЕННЯ ВІД ЗАБРУДНЕННЯ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ

2.1 Надзвичайні екологічні ситуації, їхні ознаки і класифікація

Національна безпека, надзвичайний стан, надзвичайна ситуація – регламентуються спеціальними нормативними актами: законами України «Про правовий режим надзвичайного стану», «Про основи національної безпеки України», «Про об'єкти підвищеної небезпеки» [4–5].

Надзвичайна екологічна ситуація (далі – ЧЕС) є надзвичайною ситуацією, за якої на окремій місцевості відбулися негативні зміни в навколишньому середовищі, що вимагають застосування надзвичайних заходів з боку держави.

Критерії ЧЕС – стійкі, тривалі негативні зміни у навколишньому середовищі, створюють загрозу для здоров'я та життя людей, обмежують або

унеможливлують господарську діяльність на відповідних територіях, що загрожують збереженню природних ресурсів.

Основні елементи ЧЕС:

- наявність загрози (реальної, неминучої, потенційно небезпечної);
- наслідки (негативні, незворотні, суттєві, стійкі) ;
- необхідність застосування додаткових (надзвичайних) заходів з боку держави щодо запобігання, захисту, ліквідації.

Класифікація видів ЧЕС [5]:

- за характером походження;
- за ступенем поширення;
- за розміром людських втрат та матеріальних збитків.

За характером походження розрізняють види ЧЕС техногенного характеру (аварія, катастрофа), природного характеру.

До ЧЕС техногенного характеру належать: аварії на комунальних системах життєзабезпечення; аварії з викидом (загрозою) викиду сильнодіючих отруйних речовин, наявність у навколишньому середовищі шкідливих речовин із перевищенням гранично допустимих концентрацій тощо.

Аварія – небезпечна подія техногенного характеру, що спричинило негативні наслідки, зокрема наднормативні, аварійні викиди забруднювальних речовин та інший шкідливий вплив на довкілля.

Катастрофа – велика за масштабами аварія. На відміну від аварії, катастрофа може бути техногенного, природного чи іншого характеру.

Розрізняють такі ЧЕС природного характеру: геофізичні, геологічні, метеорологічні, агрометеорологічні, гідрологічні, пожежі лісові та торф'яні, масова загибель диких тварин.

Залежно від місцезнаходження джерела виникнення ЧЕС розрізняють:

- внутрішні (на території України);
- зовнішні (джерело за межами України).

Виділяють такі рівні ЧЕС залежно від обсягів заподіяних наслідків, обсягів технічних та матеріальних ресурсів, необхідних для ліквідації її наслідків:

- державний;
- регіональний;
- місцевий;
- об'єктовий.

За результатами масштабів наслідків ЧЕС класифікують так:

- незворотні;

- тривалі;
- довгострокові;
- тимчасові;
- суттєві.

2.2 Методологія оцінки ризику і її елементи

Методологія оцінки ризику є одним із найефективніших сучасних підходів до встановлення зв'язку між станом довкілля та здоров'ям населення [6].

Методологію вперше офіційно прийнято Агентством охорони навколишнього середовища США (US EPA), а потім рекомендовано Всесвітньою організацією охорони здоров'я (WHO), Програмою ООН з навколишнього середовища (UNEP) для застосування в інших країнах.

Традиційні методи ґрунтуються на порівнянні рівнів фактичного забруднення з нормативними величинами.

Методологія оцінки ризику дозволяє:

- перевірити результативність та ефективність реалізації заходів щодо зниження ризику для здоров'я населення;
- здійснювати прогноз ситуації – проводити розрахунки ризику на існуюче становище та перспективу;
- виявити відносний внесок у встановлені рівні ризику окремих речовин та забезпечити ефективні та раціональні заходи щодо управління ризиком.

Методологія оцінки ризику включає три взаємопов'язані елементи:

- 1) оцінка ризику;
- 2) управління ризиком;
- 3) інформування про ризик.

Оцінка ризику – це процес встановлення ймовірності розвитку та ступеня вираженості несприятливих біологічних ефектів у людини, обумовлених впливом факторів довкілля.

Схема оцінки ризику включає:

- ідентифікацію небезпеки;
- оцінку експозиції;
- характеристику небезпеки (оцінка залежності «доза-відповідь»);
- характеристику ризику.

2.2.1 Ідентифікація небезпеки

Ідентифікація небезпеки передбачає:

- виявлення всіх потенційно небезпечних факторів;
- оцінку вагомості доказів їхньої здатності викликати певні шкідливі ефекти у людини за передбачуваних умов впливу;
- відбір пріоритетних чинників, які підлягають поглибленому дослідженню у процесі оцінки ризику.

2.2.2 Оцінка експозиції

Оцінка експозиції – характеристика рівнів, тривалості, частоти та шляхів впливу досліджуваних факторів на оцінювані групи населення.

На цьому етапі аналізуються та визначаються:

- джерела надходження забруднення до навколишнього середовища;
- маршрути впливу та шляхи поширення, транспортне середовище та середовище впливу;
- місця потенційного контакту зі шкідливими факторами та шляхи надходження їх в організм людини (при диханні, споживанні води тощо);
- кількісна характеристика експозиції – величина, частота та тривалість впливу для кожного шляху надходження;
- дози, що впливають (надходження в організм).

Результатом цього етапу оцінки ризику є визначення середньодобової дози (ADD/LADD) для інгаляційного впливу речовини з атмосферного повітря (average daily dose):

$$ADD/LADD = [(Ca \cdot Tout \cdot Vout) + (Ch \cdot Tin \cdot Vin)] \cdot EF \cdot ED / (BW \cdot AT \cdot 365),$$

де ADD/LADD – середньодобова доза речовини, мг/кг на добу;

Ca – концентрація речовини у атмосферному повітрі, мг/м³;

Ch – концентрація речовини у повітрі приміщення, мг/м³;

Tout – час перебування поза приміщенням, годину/добу;

Tin – час перебування всередині приміщення, годину/добу;

Vout – швидкість дихання поза приміщенням, м³/год;

Vin – швидкість дихання всередині приміщення, м³/год;

EF – частота впливу, днів/рік;

ED – час впливу, рік;

BW – маса тіла, кг;

AT – період опосередкування експозиції, рік;

365 – кількість днів на рік.

2.2.3 Характеристика небезпеки (оцінка залежності «доза-відповідь»)

Оцінка залежності «доза-відповідь» – кількісна характеристика зв'язків між концентрацією, експозицією або дозою фактора, що вивчається, і викликаними ним шкідливими ефектами.

Аналіз залежності «доза-відповідь» передбачає:

- встановлення причинної зумовленості розвитку шкідливого ефекту під час дії цієї речовини;
- виявлення найменшої дози, що викликає розвиток ефекту, що спостерігається;
- визначення інтенсивності зростання ефекту зі збільшенням дози.

Міжнародна методологія оцінки ризику передбачає, що:

- дія генотоксичних канцерогенів не має порога канцерогенної дії – канцерогенні ефекти можуть виникати за будь-якої дози;
- для неканцерогенних речовин та канцерогенів з негенотоксичним механізмом дії існують порогові рівні, нижче за які шкідливі ефекти не виникають.

Генотоксичні канцерогени – клас сполук, які взаємодіють із компонентами геному клітини, викликаючи мутації ДНК.

Негенотоксичні канцерогени – сполуки різної хімічної структури (пестициди, гормони) викликають розростання тканин організму шляхом розмноження клітинним розподілом, гальмують регульований процес програмованої клітинної загибелі, порушують взаємодію між клітинами.

2.2.4 Оцінка канцерогенного ризику

Для канцерогенів оцінка залежності «доза-відповідь» здійснюється з урахуванням фактора канцерогенного потенціалу – CPF (або фактора кута нахилу прямої CF, що характеризує залежність «доза-канцерогенний ефект»), за допомогою якого встановлюється зв'язок між дозою хімічної речовини та збільшенням індивідуальної ймовірності захворіти на рак протягом усього життя.

Оцінка залежності «доза-відповідь» у канцерогенів з безпороговим механізмом дії здійснюється шляхом лінійної екстраполяції результатів залежностей (що реально спостерігаються в експерименті або в епідеміологічних дослідженнях) в області малих доз та нульового канцерогенного ризику (рис. 2.1).

Фактор нахилу має розмірність $(\text{мг}/(\text{кг}\cdot\text{день}))^{-1}$. Цей показник дає верхню, консервативну оцінку канцерогенного ризику за очікувану тривалість

життя (70 років). Значення SF встановлюються окремо для інгаляційного (SF_i) та перорального (SF_o) надходження хімічних канцерогенів.

Фактор канцерогенного потенціалу (CPF) або фактор нахилу (SF) – характеризує ступінь наростання канцерогенного ризику зі збільшенням дози, що впливає, на одну одиницю. CPF або SF – основний параметр для оцінки канцерогенного ризику впливу канцерогенного агента з безпороговим механізмом дії.

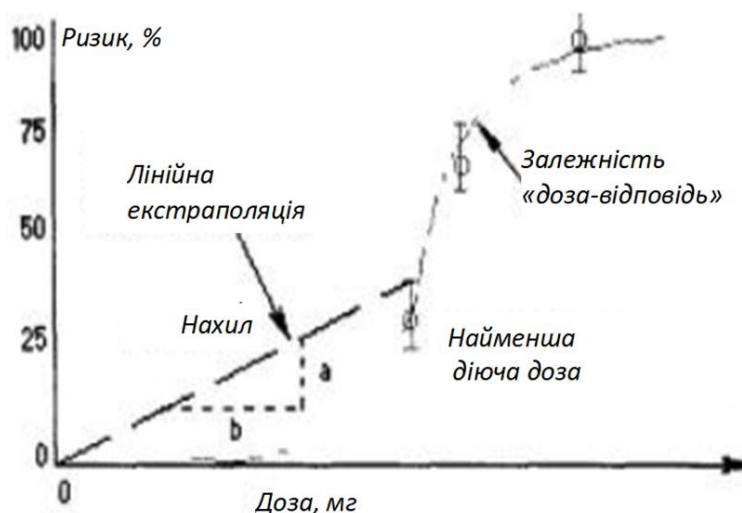


Рисунок 2.1 – Залежність «доза-відповідь» для генотоксичного канцерогену

Іншим параметром для оцінки канцерогенного ризику є величина так званого одиничного ризику (UR), що становить верхню, консервативну оцінку канцерогенного ризику у людини, що протягом усього свого життя піддається постійному впливу аналізованого канцерогену в концентрації 1 мкг/м³ (атмосферне повітря) або 1 мкг/л (питна вода).

Одиничний ризик розраховується з використанням величини SF та стандартних значень маси тіла людини (70 кг), добового споживання повітря (20 м³/добу) та питної води (2 л/добу) за формулами:

$$UR_i \text{ [м}^3\text{/мг]} = SF_i \cdot [(кг \cdot \text{доб.}) / (мг)] \cdot 1/70 \cdot [кг] \cdot 20 \text{ [м}^3\text{/доб.]};$$

$$UR_o \text{ [мг/л]} = SF_o \cdot [(кг \cdot \text{доб.}) / (мг)] \cdot 1/70 \text{ [кг]} \cdot 2 \text{ [л/доб.]}.$$

Для характеристики канцерогенного ризику проводять розрахунок індивідуального та популяційного ризику для досліджуваних речовин. Індивідуальний канцерогенний ризик CR розраховують за такою формулою:

$$CR = LADD \cdot SF = LADC \cdot UR,$$

де LADD – середньодобова доза протягом життя, мг/(кг·доб);

SF – фактор нахилу, (мг / (кг·доб))⁻¹;

LADC – середня концентрація в атмосферному повітрі протягом періоду усереднення експозиції, мг/м³;

UR – одиничний ризик, (мг/м³)⁻¹.

Популяційний ризик відображає додаткову кількість випадків новоутворень, які можуть виникнути внаслідок впливу досліджуваного фактора.

$$PCR = CR \cdot POP,$$

де CR – індивідуальний канцерогенний ризик;

POP – чисельність популяції, яка підпадає під вплив цього чинника, чол.

Сумарний канцерогенний ризик для кількох канцерогенів розраховують за такою формулою:

$$CRT = \sum CR_j,$$

де CRT – сумарний канцерогенний ризик для шляху надходження T;

CR_j – канцерогенний ризик для j-ї канцерогенної сполуки.

Оцінку ризиків здоров'ю під впливом забруднювачів атмосферного повітря визначають за системою критеріїв, рекомендованих ВООЗ (табл. 2.1) [6]:

Таблиця 2.1 – Класифікація рівнів ризику

| Рівень ризику | Ризик протягом життя |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------|
| Високий(De Manifestis) – неприйнятний для виробничих умов і населення. Необхідне здійснення заходів з усунення або зниження ризику | $>10^{-3}$ |
| Середній – припустимий для виробничих умов; за впливу на все населення необхідний динамічний контроль і поглиблення вивчення джерел і можливих наслідків шкідливих впливів для вирішення питання про заходи з управління ризиком | $10^{-3}-10^{-4}$ |
| Низький (De Minimus) – припустимий ризик (рівень, на якому зазвичай встановлюються гігієнічні нормативи для населення) | $10^{-4}-10^{-6}$ |
| Мінімальний – бажана (цільова) величина ризику під час проведення оздоровчих і природоохоронних заходів | $<10^{-6}$ |

2.2.5 Оцінка ризику неканцерогенних ефектів

Оцінюючи ризики розвитку неканцерогенних ефектів, виходять із припущення про наявність порога шкідливої дії, нижче якого шкідливі ефекти не розвиваються. Проте для окремих забруднювачів докільля наявність такого порога не доведено.

Розрізняють чотири види оцінки неканцерогенного ефекту:

- 1) додатковий (атрибутивний) ризик;
- 2) відносний ризик;
- 3) додатковий популяційний ризик;
- 4) додаткова частка популяційного ризику.

Атрибутивний (додатковий) ризик (AR) визначає частку ризику (у відсотках від загальної кількості захворювань), пов'язану з досліджуваним фактором. Якщо припустити, що вихідна захворюваність пов'язана з іншими причинами, то додатковий ризик – це додаткові випадки розвитку захворювання, зумовлені впливом чинника ризику.

Відносний ризик (RR) – відношення ризику виникнення будь-якого захворювання в осіб, які піддаються впливу фактора, що вивчається, до ризику захворювання у осіб, які не піддавалися цьому впливу. Відносний ризик, близький до одиниці, свідчить про відсутність впливу досліджуваного фактора на розвиток захворювання.

Характеристика ризику розвитку неканцерогенних ефектів здійснюється так:

- шляхом порівняння фактичних рівнів експозиції з безпечними рівнями впливу (індекс безпеки / коефіцієнт безпеки);
- на основі параметрів залежності «концентрація-відповідь», отриманих в епідеміологічних дослідженнях.

Параметрами для визначення оцінки неканцерогенного ризику (індекс безпеки / коефіцієнт безпеки) є референтні рівні впливу (референтні дози – RfD і референтні концентрації – RfC).

Референтна доза / концентрація – добова дія хімічної речовини протягом усього життя, яка не призводить до виникнення неприйнятної ризику для здоров'я чутливих груп населення.

Референтна доза / концентрація встановлюється з урахуванням усіх наявних сучасних наукових даних.

Розраховують коефіцієнт безпеки за формулами:

$$HQ = AD / RfD \text{ або } HQ = AC / RfC,$$

де HQ – коефіцієнт небезпеки;

AD – середня доза, мг/кг;

AC – середня концентрація, мг/м³;

RfD – референтна (безпечна) доза, мг/кг;

RfC – референтна (безпечна) концентрація, мг/м³.

Коефіцієнт небезпеки розраховується окремо для умов короткочасних (гострих), підгострих та тривалих впливів хімічних речовин. Водночас період усереднення експозицій та відповідних безпечних рівнів впливу має бути аналогічним.

Оцінку ризиків здоров'ю під впливом неканцерогенних забруднювачів атмосферного повітря визначають за системою критеріїв, рекомендованих ВООЗ (табл. 2.2) [6]:

Таблиця 2.2 – Критерії для характеристики коефіцієнта небезпеки

| Характеристика ризику | Коефіцієнт небезпеки HQ |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------|
| Ризик виникнення шкідливих ефектів розглядають як неважливо малий | <1 |
| Гранична величина, що не потребує термінових заходів, однак не може розглядатися як доволі прийнятна | 1 |
| Імовірність розвитку шкідливих ефектів зростає пропорційно збільшенню HQ | >1 |

Характеристика ризику розвитку неканцерогенних ефектів за комбінованого та комплексного впливу хімічних сполук проводиться на основі розрахунку індексу небезпеки (HI). Індекс небезпеки для умов одночасного надходження кількох речовин одним і тим самим шляхом (наприклад, інгаляційним або пероральним) розраховується за формулою:

$$HI = \sum H \cdot Qi,$$

де HQi – коефіцієнти небезпеки для окремих компонентів суміші речовин, що впливають.

Після надходження хімічної речовини в організм людини одночасно інгаляційно та перорально сумарний індекс небезпеки (THI) розраховується за формулою:

$$THI = Ca / RfC + Do / RfD,$$

де C_a – концентрація речовини у повітрі ($\text{мг}/\text{м}^3$);

D_o – доза, що отримується при пероральному шляху надходження ($\text{мг}/\text{кг}$).

3.2.6 Управління ризиком. Інформування про ризик

Управління ризиком є логічним продовженням оцінки ризику. Основні завдання управління ризиком:

- порівняльне дослідження факторів ризику;
- встановлення вагомості ризиків, їхнє ранжування та виявлення пріоритетів;
- обґрунтування оптимальних у цій ситуації рішень щодо ліквідації чи мінімізації ризиків;
- оцінка ефективності та коригування оздоровчих заходів.

Інформація про ризик є останнім етапом методології аналізу ризику. Інформування про ризик є процесом поширення результатів визначення ступеня ризику для здоров'я людини та рішень щодо його контролю серед зацікавленої частини населення (наприклад, серед лікарів, наукових співробітників, політиків, осіб, які приймають управлінські рішення, населення та суспільства загалом).

Передача та поширення інформації про ризик є природним продовженням процесу оцінки ризику. Отримані в процесі оцінки ризику дані мають бути повністю зрозумілі фахівцям із регулювання ризику та доступні для представників преси та зацікавлених груп населення.

3 ПРОГНОЗУВАННЯ ЗАБРУДНЕННЯ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ

3.1 Теорія атмосферної дифузії. Рівняння турбулентної дифузії

Розвиток методів прогнозу ґрунтується на результатах теоретичного та експериментального вивчення закономірностей поширення домішок, що викидаються джерелами забруднення атмосфери.

Перший напрямок вивчення поширення домішок полягає у розробці теорії атмосферної дифузії на основі математичного опису процесу за допомогою рівняння турбулентної дифузії. Воно дозволяє досліджувати поширення домішок від джерел різного типу за різних характеристик середовища.

У загальному вигляді задача прогнозу забруднення повітря математично

може бути визначена як рішення за певних початкових та граничних умов диференціального рівняння:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \sum_{i=1}^3 U_i \frac{\partial C}{\partial X_i} = \sum_{i=1}^3 \frac{\partial}{\partial X_i} K_i \frac{\partial C}{\partial X_i} - aC,$$

де t – час;

X_i – координати;

U_i – складові середньої швидкості переміщення домішки;

K_i – складові коефіцієнта обміну;

$i = 1, 2, 3$ – напрямки осей координат;

a – коефіцієнт, що визначає зміну концентрації шляхом перетворення домішки.

C – концентрація домішки.

Застосувавши декартову систему координат, позначимо горизонтальні осі X_1 і X_2 через X та Y , вертикальну ось X_3 через Z відповідно швидкості $U_1 = u$; $U_2 = v$; $U_3 = w$; коефіцієнти обміну $K_1 = k_x$; $K_2 = k_y$; $K_3 = k_z$.

Рівняння набуває вигляду:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} + v \frac{\partial C}{\partial y} + w \frac{\partial C}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial x} k_x \frac{\partial C}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial y} k_y \frac{\partial C}{\partial y} + \frac{\partial}{\partial z} k_z \frac{\partial C}{\partial z} - aC.$$

Під час розв'язання практичних задач вигляд рівняння спрощується. Якщо вісь X зорієнтована у напрямку середньої швидкості вітру, то $v = 0$. Вертикальні переміщення в атмосфері над однорідною горизонтальною поверхнею малі і вважатимуться $w = 0$, якщо домішка легка і не має власної швидкості переміщення.

Якщо розглядається важка домішка, що поступово осідає в атмосфері під дією гравітаційних сил, то w становить швидкість осадження, яка входить у рівняння зі знаком мінус.

За наявності вітру можна знехтувати членом k_x , що враховує дифузію по осі X , оскільки в цьому напрямку дифузійний потік домішки значно менше динамічного.

Зміни концентрацій в атмосфері з часом мають зазвичай квазістаціонарний характер і тому можна прийняти $\frac{\partial C}{\partial t} = 0$.

Таким чином, останнє рівняння можна звести до вигляду:

$$u \frac{\partial C}{\partial x} - w \frac{\partial C}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial y} k_y \frac{\partial C}{\partial y} + \frac{\partial}{\partial z} k_z \frac{\partial C}{\partial z} - aC.$$

У разі легкої домішки:

$$u \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial y} k_y \frac{\partial C}{\partial y} + \frac{\partial}{\partial z} k_z \frac{\partial C}{\partial z} - aC.$$

При розгляді легкої домішки, що зберігається:

$$u \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial y} k_y \frac{\partial C}{\partial y} + \frac{\partial}{\partial z} k_z \frac{\partial C}{\partial z}.$$

3.2 Аналітичне рішення рівняння дифузії.

Особливість розподілу наземної концентрації вздовж осі факела

Під час прогнозу забруднення повітря основний інтерес становить визначення очікуваних концентрацій у приземному шарі висотою від 1 м до 2 м (від 5 м до 100 м).

Як показали дослідження, у приземному шарі повітря до рівня $z = h$ коефіцієнт обміну зростає пропорційно висоті; швидкість є логарифмічною функцією висоти.

При $z = 0$ (на рівні поверхні землі) можна приблизно прийняти як граничне значення $k_z = k_0$ – коефіцієнт молекулярної дифузії для повітря.

Аналітичний рішення рівняння дифузії можна записати для випадку, коли u і k_z задані степеневими функціями від z : ($u = u_1 \cdot z^n$; $k_z = k_1 \times z$) для домішки, яка легка і зберігається ($w = a = 0$). Розраховують наземну (при $z = 0$) концентрацію C за формулою:

$$C = \frac{M}{2(1-n)k_1\sqrt{\pi k_0 x^3}} e^{\frac{u_1 H^{1+n}}{(1+n)^2 k_1 x} - \frac{y^2}{4k_0 x}},$$

де M – викид речовини від джерела в одиницю часу, мг/с;

H – висота джерела викиду, м.

Характерною особливістю розподілу наземної концентрації C по осі X є наявність її максимуму C_m на відстані X_m від джерела викиду. Він знаходиться з

умови: $\partial C / \partial x = \partial C / \partial y = 0$.

Результати розрахунку розподілу концентрації домішок від одиночного точкового джерела подані на рисунку 3.1.

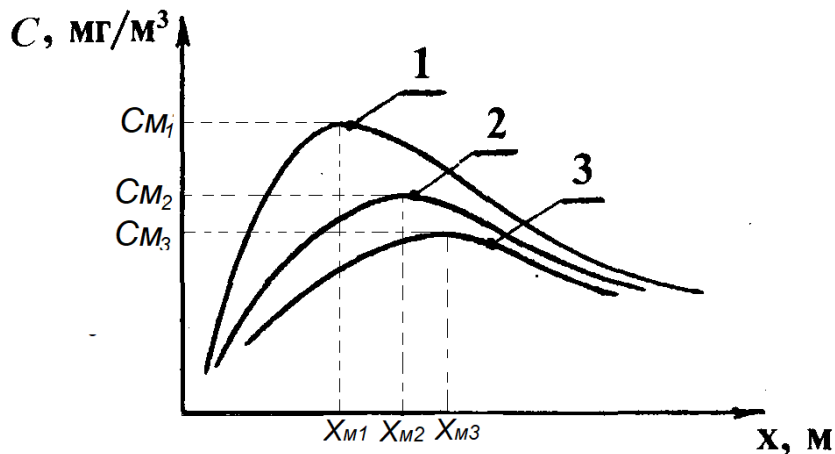


Рисунок 3.1 – Розподіл концентрацій домішки у повітрі від одиночного точкового джерела різної висоти H :
 $H_1 < H_2 < H_3$.

Розрахунки показують, що за однакових параметрів викидів максимальна приземна концентрація домішки від вищого джерела менша ($C_{M3} < C_{M2} < C_{M1}$) і спостерігається на більшій відстані від джерела ($X_{M3} > X_{M2} > X_{M1}$).

3.3 Розрахунок концентрацій забруднювальних речовин в атмосферному повітрі. Методика ОНД-86

Основним документом, що регламентує розсіювання та визначення приземних концентрацій домішок із джерел викидів в Україні, є «Методика розрахунку концентрацій в атмосферному повітрі шкідливих речовин, що містяться у викидах підприємств ОНД-86» [2].

Методика розроблена з урахуванням низки спрощень і усереднень. У методиці окремі чинники об'єднані в усереднені групи та чисельно враховуються комплексними узагальненими коефіцієнтами.

Методика призначена для вирішення практичних завдань, які пов'язані з прогнозом забруднення атмосферного повітря, і використовує формули, отримані на основі рішення рівняння турбулентної дифузії.

Методика дозволяє проводити розрахунки розсіювання домішок, що

викидаються в атмосферу одиночними точковими, лінійними джерелами та групою джерел з урахуванням впливу рельєфу місцевості, визначати граничні концентрації забруднювальних речовин у двометровому шарі над поверхнею землі, а також вертикальний розподіл концентрацій [3].

Ступінь забруднення атмосферного повітря визначається найбільшим розрахунковим значенням концентрації, що відповідає несприятливим метеорологічним умовам, небезпечної швидкості вітру.

Для речовин, що мають сумачію шкідливої дії, безрозмірна сумарна концентрація q (частки ГДК) та сумарна концентрація C (мг/м³), наведена до речовини C_1 , розраховується з використанням для кожного джерела значень потужності викиду M_q і M_c (г/с) відповідно:

$$q = \frac{C_1}{\text{ПДК}_1} + \frac{C_2}{\text{ПДК}_2} + \dots + \frac{C_n}{\text{ПДК}_n};$$

$$M_q = \frac{M_1}{\text{ПДК}_1} + \frac{M_2}{\text{ПДК}_2} + \dots + \frac{M_n}{\text{ПДК}_n};$$

$$C = C_1 + C_2 \frac{\text{ПДК}_1}{\text{ПДК}_2} + \dots + C_n \frac{\text{ПДК}_1}{\text{ПДК}_n};$$

$$M = M_1 + M_2 \frac{\text{ПДК}_1}{\text{ПДК}_2} + \dots + M_n \frac{\text{ПДК}_1}{\text{ПДК}_n},$$

де $C_1, \text{ГДК}_1$ – концентрація та гранично допустима концентрація речовини, до якої здійснюється приведення;

C_2, \dots, C_n і $\text{ГДК}_2, \dots, \text{ГДК}_n$ – концентрації та гранично допустимі концентрації інших речовин, що входять до групи сумачії.

3.3.1 Розрахунок забруднення атмосфери викидами одиночного джерела з круглим гирлом

Максимальне значення приземної концентрації забруднювальної речовини C_m (мг/м³) при викиді газоповітряної суміші з одиночного точкового джерела з круглим гирлом досягається за несприятливих метеорологічних умов на відстані X_m і визначається за формулою:

$$C_m = \frac{A M F t n \eta}{H^2 \sqrt[3]{V_1 \Delta T}}, \quad (3.1)$$

$$C_m = \frac{A M F n \eta D}{H^{4/3} 8V_1}, \quad (3.2)$$

де A – коефіцієнт, що залежить від температурної стратифікації атмосфери (140–250 для країн СНД);

M – маса забруднювальної речовини, що викидається в атмосферу в одиницю часу, г/с;

F – коефіцієнт, що враховує швидкість осідання забруднювальних речовин у повітрі;

m, n – коефіцієнти, що враховують умови виходу газоповітряної суміші з гирла джерела викиду;

H – висота джерела викиду над рівнем землі, м (для наземних джерел приймається $H = 2$ м);

η – коефіцієнт, що враховує вплив рельєфу місцевості (у разі рівної або слабонересіченої місцевості з перепадом висот не більше 50 м/км приймається $\eta = 1$);

V_1 – об’ємна витрата газоповітряної суміші, м³/с;

ΔT – різниця між температурою газоповітряної суміші, що викидається, і температурою навколишнього повітря, °С.

Формула 3.2 застосовується для холодних викидів, тобто при $\Delta T \approx 0$.

Максимальна концентрація забруднювальної речовини в приземному шарі атмосфери (формули 3.1; 3.2) прямо пропорційна масовій витраті забруднювальної речовини M і зворотно пропорційна висоти джерела H у ступені два і чотири третини відповідно.

Коефіцієнт A за несприятливих метеорологічних умов, що забезпечують максимальні значення концентрацій забруднювальних речовин у приземному шарі атмосфери, має такі значення на території України для джерел, розташованих:

- на північ від 52° північної широти – $A = 160$;
- для джерел у зоні від 50° до 52° північної широти – $A = 180$;
- для джерел на південь від 50° північної широти – $A = 200$.

Під час визначення ΔT температуру навколишнього атмосферного повітря приймають рівною середньої температури зовнішнього повітря найбільш спекотного місяця року у 13 год 00 хв за місцевим часом.

Значення коефіцієнта F :

- для газоподібних забруднювальних речовин та дрібнодисперсних аерозолів, швидкість осідання яких близька до нуля, $F = 1$;
- для інших дрібнодисперсних аерозолів за ступеня очищення газів у

пиловловлювачі $\eta \geq 0,9 - F = 2$; при $0,75 < \eta < 0,9 - F = 2,5$; при $\eta \leq 0,75 - F = 3$;
 – за наявності даних про дисперсний склад пилу залежно від співвідношення Vg / Um : при $Vg / Um \leq 0,015 - F = 1$; при $0,015 < Vg / Um \leq 0,03 - F = 1,5$,

де Vg – швидкість витання частинок такого діаметра d_g , що маса всіх частинок діаметром більше d_g становить 5 % від загальної маси частинок, м/с;

U_m – небезпечна швидкість вітру, м/с.

Для отримання значень коефіцієнтів m та n визначаються такі проміжні коефіцієнти:

$$f = \frac{1000 w_0^2 D}{H^2 \Delta T}; \quad (3.3)$$

$$V_m = 0,65^3 \sqrt{\frac{V_1 \Delta T}{H}}; \quad (3.4)$$

$$V_m^* = 1,3 w_0 \frac{D}{H}; \quad (3.5)$$

$$f_e = 800 (V_m^*)^3, \quad (3.6)$$

де D – діаметр гирла димової труби, м;

w_0 – швидкість виходу газоповітряної суміші з димової труби, м/с.

Коефіцієнт m визначають залежно від f за формулами:

$$m = 1 / (0,67 + 0,1\sqrt{f} + 0,34\sqrt[3]{f}) \quad \text{при } f < 100; \quad (3.7)$$

$$m = 1,47 / \sqrt[3]{f} \quad \text{при } f \geq 100. \quad (3.8)$$

При $f_e < f < 100$ для розрахунку m приймають $f = f_e$.

При $f \leq 100$ n визначається залежно від V_m за формулами:

$$n = 1 \quad \text{при } V_m \geq 2 \quad (3.9)$$

$$n = 0,532 \times V_m^2 - 2,13 \times V_m + 3,13 \quad \text{при } 0,5 \leq V_m < 2 \quad (3.10)$$

$$n = 4,4 \times V_m \quad \text{при } V_m < 0,5. \quad (3.11)$$

Відстань $X_m(m)$, на якій приземна концентрація C ($мг/м^3$), за несприятливих

метеоумов досягає максимального значення C_m , визначається за формулою:

$$X_M = (5 - F) d H/4, \quad (3.12)$$

де d – безрозмірний коефіцієнт розраховують за формулами:

при $f < 100$:

$$d = 2,48 (1 + 0,28 \sqrt[3]{f_e}) \text{ при } V_m \leq 0,5;$$

$$d = 4,95 V_m (1 + 0,28 \sqrt[3]{f}) \text{ при } 0,5 < V_m \leq 2;$$

$$d = 7 \sqrt{V_m} (1 + 0,28 \sqrt[3]{f}) \text{ при } V_m > 2.$$

при $f > 100$ або $\Delta T \approx 0$ значення d знаходять за формулами:

$$d = 5,7 \text{ при } V_m^l \leq 0,5;$$

$$d = 11,4 V_m^l \text{ при } 0,5 < V_m^l \leq 2;$$

$$d = 16 \sqrt{V_m^l} \text{ при } V_m^l > 2.$$

Значення небезпечної швидкості вітру U (м/с), за якої досягається найбільше значення приземної концентрації забруднювальних речовин C_m , розраховують за формулами:

при $f < 100$:

$$U_m = 0,5 V_m \text{ при } V_m \leq 0,5;$$

$$U_m = V_m \text{ при } 0,5 < V_m \leq 2;$$

$$U_m = V_m (1 + 0,12 \sqrt{f}) \text{ при } V_m > 2.$$

при $f \geq 100$ або $\Delta T \approx 0$:

$$U_m = 0,5 \text{ при } V_m^l \leq 0,5;$$

$$U_m = V_m^l \text{ при } 0,5 < V_m^l \leq 2;$$

$$U_m = 2,2 V_m^l \text{ при } V_m^l > 2.$$

За небезпечної швидкості вітру U_m , (м/с) приземна концентрація забруднювальних речовин C_x ($мг/м^3$) в атмосфері по осі факела викиду на відстані X від джерела визначається за формулою:

$$C_x = S_1 \cdot C_m,$$

де S_1 – безрозмірний коефіцієнт, що визначається за формулами:

$$S_1 = 3a^4 - 8a^3 + 6a^2 \text{ при } a \leq 1;$$

$$S_1 = \frac{1,13}{0,13a^2 + 1} \text{ при } 1 < a \leq 8;$$

$$S_1 = \frac{a}{3,58a^2 - 35,2a + 120} \text{ при } F \leq 1,5 \text{ і } a > 8;$$

$$S_1 = \frac{1}{0,1a^2 + 2,47a - 17,8} \text{ при } F > 1,5 \text{ і } a > 8,$$

де $a = X/X_m$.

Безрозмірний коефіцієнт S_1 можна визначити також за графіком на рисунку 3.2.

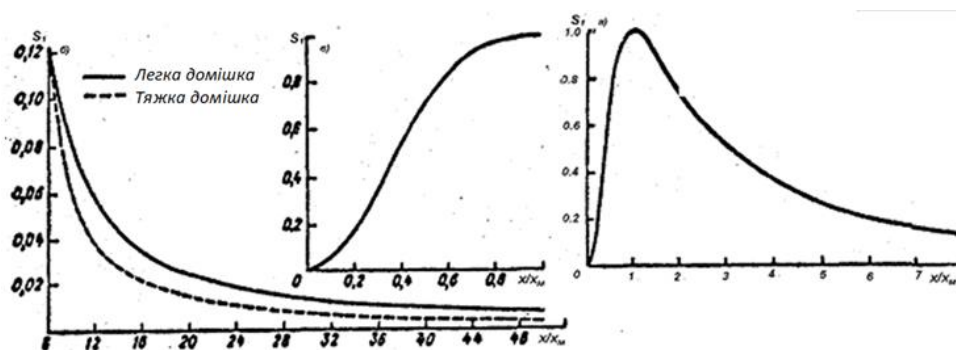


Рисунок 3.2 – Графіки для визначення коефіцієнта S_1

Значення приземної концентрації забруднювальних речовин в атмосфері C_y ($мг/м^3$) на відстані y (м) по перпендикуляру до осі факела викиду визначають за формулою:

$$C_y = S_2 \cdot C_x,$$

де S_2 – безрозмірний коефіцієнт (залежить від швидкості вітру U та відношення

U/X) визначають за значенням *аргументу* t_y за формулою:

$$S_2 = \frac{1}{(1+5 t_y+12,8 t_y^2+17 t_y^3+45,1 t_y^4)^2},$$

де $t_y = Uy^2/x^2$ при $U \leq 5$; $t_y = 5y^2/x^2$ при $U > 5$.

3.3.2 Розрахунки забруднення атмосфери викидами джерела з прямокутним устям

Розрахунки забруднення атмосфери при викидах газоповітряної суміші з джерела з прямокутним гирлом (шахти) проводяться за наведеними вище формулами за середньої швидкості ω_0 для значень $D = D_{e,(m)}$ і $V_1 = V_{1e}$ (m^3/c).

Середня швидкість виходу в атмосферу газоповітряної суміші ω_0 (m/c) визначається за формулою:

$$\omega_0 = \frac{V_1}{Lb},$$

де L – довжина гирла, м;

b – ширина гирла, м.

Ефективний діаметр гирла D_e (m) визначається за формулою:

$$D_e = \frac{2Lb}{L+b}.$$

Ефективна витрата газоповітряної суміші V_{1e} (m^3/c), яка виходить в атмосферу в одиницю часу, визначається за формулою:

$$V_{1e} = \frac{\pi D_e^2}{4} \omega_0. \quad (3.13)$$

3.3.3 Розрахунок забруднення атмосфери викидами лінійного джерела

Прикладом лінійного джерела може бути аераційний ліхтар цеху, схема якого подана на рисунку (рис. 3.3).

Під час розрахунку розсіювання викидів від лінійного джерела довжиною L найбільша концентрація шкідливої домішки C_m досягається у разі вітру вздовж

джерела на відстані X_m від проєкції його центра на земну поверхню.

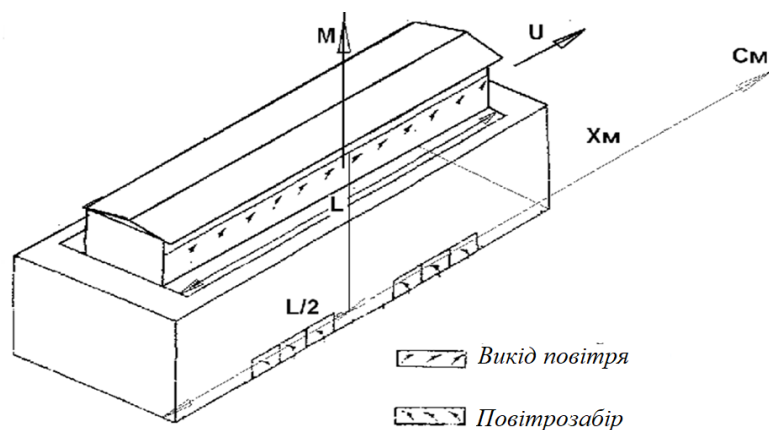


Рисунок 3.3 – Схема лінійного джерела – аераційного ліхтаря

Під час розгляду аераційного ліхтаря (рис. 3.4) як лінійного джерела значення C_m (mg/m^3), відстані x_m (m) та небезпечної швидкості вітру U_m (m/c) визначаються за формулами:

$$C_m = S_3 C_m^I;$$

$$x_m = \frac{L}{2} + S_4 x_m^I;$$

$$U_m = U_m^I.$$

Значення C_m^I і X_m^I а також відповідне їм значення U_m^I приймаються рівними максимальній концентрації C_m , відстані X_m і небезпечної швидкості U_m для одиночного джерела тієї ж потужності M з круглим гирлом діаметром D_e і витратою газоповітряної суміші, що викидається $V_1 e$. При цьому ефективний діаметр гирла ліхтаря D_e визначається за формулою:

$$D_e = \frac{2LV_1}{L^2 w_o + V_1},$$

де V_1 – витрата газоповітряної суміші, що викидається з ліхтаря в одиницю часу, m^3/c ;

w_o – середня швидкість виходу із ліхтаря газоповітряної суміші, m/c .

Величина V_1 визначається за знайденим значенням D_e і формулою (3.13).

За висоту джерела викиду $H(m)$ приймається висота над рівнем землі

верхньої кромки ліхтаря.

Безрозмірні коефіцієнти S_3 і S_4 визначаються залежно від відношення L/X_m^I за формулами:

$$S_3 = \frac{1 + 0,45 (L/X_m^I)}{1 + 0,45 (L/X_m^I) + 0,1(L/X_m^I)^2};$$

$$S_4 = \frac{1}{1 + 0,6 (L/X_m^I)}.$$

При довільному напрямку вітру відносно лінійного джерела типу аераційного ліхтаря це джерело умовно представляється у вигляді групи N однакових рівновіддалених точкових джерел. Для кожного з цих одиночних джерел значення максимальної концентрації шкідливої домішки C_m та відповідних їй відстані X_m та небезпечної швидкості U_m визначаються за формулами:

$$C_m = \frac{C_m^I}{N}; X_m = X_m^I; U_m = U_m^I.$$

Число однакових рівновіддалених одиночних джерел N , на яке ділиться аераційний ліхтар при розрахунках, визначається (з округленням до найближчого цілого числа) за формулою:

$$N = \frac{5L\sqrt{u}}{x},$$

де x – найменша відстань від аераційного ліхтаря до розрахункової точки на місцевості, m ;

u – розрахункова швидкість вітру, m/c .

3.3.4 Розрахунок забруднення атмосфери викидами групи джерел і площинних джерел

Приземна концентрація шкідливих речовин у будь-якій точці місцевості за наявності N джерел є сума концентрацій речовин від окремих джерел при заданому напрямку та швидкості вітру та визначається за формулою:

$$C = C_1 + C_2 + \dots + C_N + C_\phi,$$

де C_1, C_2, \dots, C_N – концентрації шкідливої речовини відповідно від першого, другого, N-го джерел, розташованих із навітряного боку за розглянутого напрямку вітру;

C_ϕ – фонові концентрації.

Доданок C_ϕ у правій частині рівняння додають у разі, коли є невраховані (фонові) джерела викидів тієї самої речовини або речовин, що мають із нею ефект сумачії (від інших підприємств, інших промислових районів).

Якщо C_m від групи дрібних джерел за речовиною, що розглядається, не перевищує $0,05ГДК$, зазначені джерела можуть бути виключені з розгляду.

Для прискорення і спрощення розрахунків приземних концентрацій на кожному підприємстві розглядаються ті зі шкідливих речовин, що викидаються, для яких виконуються умови:

$$\frac{M}{ГДК} > \Phi;$$

$$\Phi = 0,01\bar{H} \text{ при } \bar{H} > 10\text{м};$$

$$\Phi = 0,1 \text{ при } \bar{H} \leq 10\text{м},$$

де M – сумарне значення викиду від усіх джерел підприємства, що відповідає найнесприятливішим зі встановлених умов викиду, включно з вентиляційними джерелами та неорганізованими викидами, г/с;

ГДК – максимальна разова гранично допустима концентрація забруднювальної речовини, мг/м³;

\bar{H} – середньозважена по підприємству висота джерел викиду, м.

Середньозважену висоти джерел по підприємству розраховують за формулою:

$$\bar{H} = \frac{5M_{(0-10)} + 15M_{(11-20)} + 25M_{(21-30)} + \dots}{M};$$

$$M = M_{(0-10)} + M_{(11-20)} + M_{(21-30)} + \dots$$

де $M_{(0-10)}, M_{(11-20)}, M_{(21-30)} \dots$ – сумарні викиди речовини в інтервалі висот джерел до 10 м включно, від 11 м до 20 м, від 21 м до 30 м і так далі.

3.3.5 Радіус зони впливу джерела

Радіус зони впливу кожного джерела визначається як найбільше з двох відстаней X_1 і X_2 , де $X_1 = 10X_m$, а величина X_2 – визначається як відстань від джерела, починаючи з якого $C \leq 0,05 \text{ГДК}$.

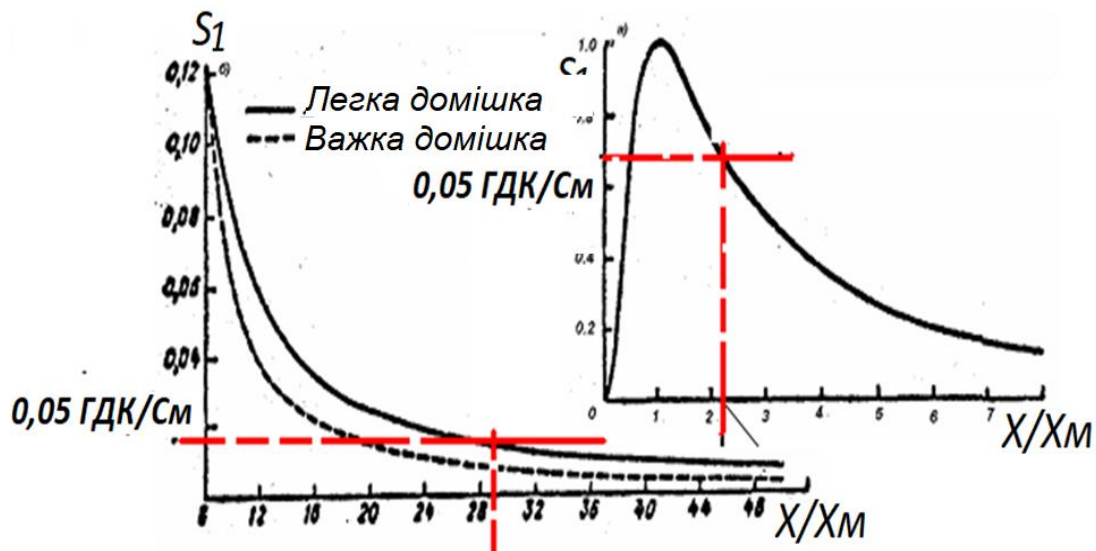


Рисунок 3.4 – Схема визначення відстані X_2

Алгоритм визначення величини X_2 подано на рисунку 3.4

Значення X_2 знаходять із графіка функції $S_1 = f(X/X_m)$. На вертикальній осі відкладають точку $0,05 \text{ГДК}/C_m$, через неї проводиться паралельна осі горизонтальна лінія до перетину з графіком функції $S_1 = f(X/X_m)$ за максимумом. З точки перетину опускається перпендикуляр на горизонтальну вісь. Отримане значення X/X_m множать на X_m і набувають шукане значення X_2 .

3.3.6 Рішення зворотних завдань

Рішення зворотних задач передбачає визначення гранично допустимого викиду $M = \text{ГДВ}$ і висоти труби H , що відповідають заданому рівню максимальної приземної концентрації C_m за інших фіксованих параметрів викидів з використанням формул 3.1 і 3.2.

Потужність викиду M ($г/с$), що відповідає заданому значенню максимальної концентрації $C_m = (\text{ГДК} - C_\phi)$ ($\text{мг}/\text{м}^3$), визначається за формулою:

$$M = \text{ГДВ} = \frac{(\text{ГДК} - C_\phi) H^2}{A F m n \eta} \sqrt[3]{V_1 \Delta T}.$$

У разі $f \geq 100$ або $\Delta T \approx 0$ використовується формула 3.2:

$$M = \text{ГДВ} = \frac{(\text{ГДК} - C_{\phi}) H^{4/3}}{A F n \eta} \cdot \frac{8V_1}{D}.$$

Значення мінімальної висоти H (м) при гарячих викидах ($\Delta T > 0$) спочатку визначається з виразу для холодного джерела за формулою:

$$H = \left[\frac{A M F D \eta}{8 V_1 (\text{ГДК} - C_{\phi})} \right]^{3/4}.$$

Якщо знайдене значення $H \leq \omega_0 \sqrt{10D/\Delta T}$, то воно є остаточним. В іншому випадку попереднє значення мінімальної висоти визначається за формулою:

$$H = \sqrt{\frac{A M F \eta}{(\text{ГДК} - C_{\phi}) \sqrt[3]{V_1 \Delta T}}}.$$

За знайденим значенням H визначаються величини коефіцієнтів f , V_m , V_m^i , f_e за формулами 3.3–3.6 і отримують у першому наближенні коефіцієнти $m = m_1$ та $n = n_1$. Якщо добуток $m_1 n_1 \neq 1$, то за величинами m_1 та n_1 визначають друге наближення $H = H_2$ за формулою:

$$H_2 = H_1 \sqrt{m_1 n_1}.$$

У загальному випадку $(i+1)$ наближення H_{i+1} визначається за формулою:

$$H_{i+1} = H_i \sqrt{\frac{m_i n_i}{m_{i-1} n_{i-1}}},$$

де m_1 та n_1 відповідають H_1 , а m_{i-1} та n_{i-1} – H_{i-1} .

Уточнення значення H необхідно проводити до тих пір, поки знайдені значення H_i і H_{i-1} практично дорівнюють один одному (з точністю до 1 метра).

3.3.7 Врахування впливу рельєфу місцевості під час розрахунку забруднення атмосфери

Вплив рельєфу місцевості на величину максимальної приземної концентрації враховується безрозмірним коефіцієнтом η .

Значення η встановлюється на основі аналізу картографічного матеріалу в радіусі до 50 висот найбільш високого з розміщених на промайданчику джерела, але не менше ніж до 2 км.

Якщо в околиці джерела викидів (підприємства), що розглядається, є окремі ізольовані перешкоди, витягнуті в одному напрямку (гряда, улоговина, уступ), то поправочний коефіцієнт на рельєф η визначається за формулою:

$$\eta = 1 + \varphi_1(\eta_m - 1),$$

де η_m – безрозмірна величина визначається за таблицею 3.1 залежно від форм рельєфу та безрозмірних величин n_1 і n_2 .

Таблиця 3.1 – Значення коефіцієнта η_m

| n_1 | Улоговина (западина) | | | | Уступ | | | | Гряда (пагорб) | | | |
|---------|----------------------|-----|-------|-------|-------|-----|-------|-------|----------------|-----|-------|-------|
| | n_2 | | | | | | | | | | | |
| | 4–5 | 6–9 | 10–15 | 16–20 | 4–5 | 6–9 | 10–15 | 16–20 | 4–5 | 6–9 | 10–15 | 16–20 |
| <0,5 | 4,0 | 2,0 | 1,6 | 1,3 | 3,5 | 1,8 | 1,5 | 1,2 | 3,0 | 1,5 | 1,4 | 1,2 |
| 0,6–1 | 3,0 | 1,6 | 1,5 | 1,2 | 2,7 | 1,5 | 1,3 | 1,2 | 2,2 | 1,4 | 1,3 | 1,0 |
| 1,1–2,9 | 1,8 | 1,5 | 1,4 | 1,1 | 1,6 | 1,4 | 1,2 | 1,1 | 1,4 | 1,3 | 1,2 | 1,0 |
| 3–5 | 1,4 | 1,3 | 1,2 | 1,0 | 1,3 | 1,2 | 1,1 | 1,0 | 1,2 | 1,2 | 1,1 | 1,0 |
| >5 | 1,0 | 1,0 | 1,0 | 1,0 | 1,0 | 1,0 | 1,0 | 1,0 | 1,0 | 1,0 | 1,0 | 1,0 |

Форми рельєфу подані на рисунку 3.6, значення n_1 (з точністю до десятих) і n_2 (з точністю до цілих) визначаються за формулами:

$$n_1 = H/h_0;$$

$$n_2 = a_0/h_0;$$

де H – висота джерела;

h_0 – висота (глибина) перешкоди, м;

a_0 – півширина гряди, пагорба балки або протяжність бічного схилу уступу, м;

x_0 – відстань від середини перешкоди у разі гряди або улоговини та від верхньої кромки схилу у разі уступу до джерела, м (рис. 3.5).

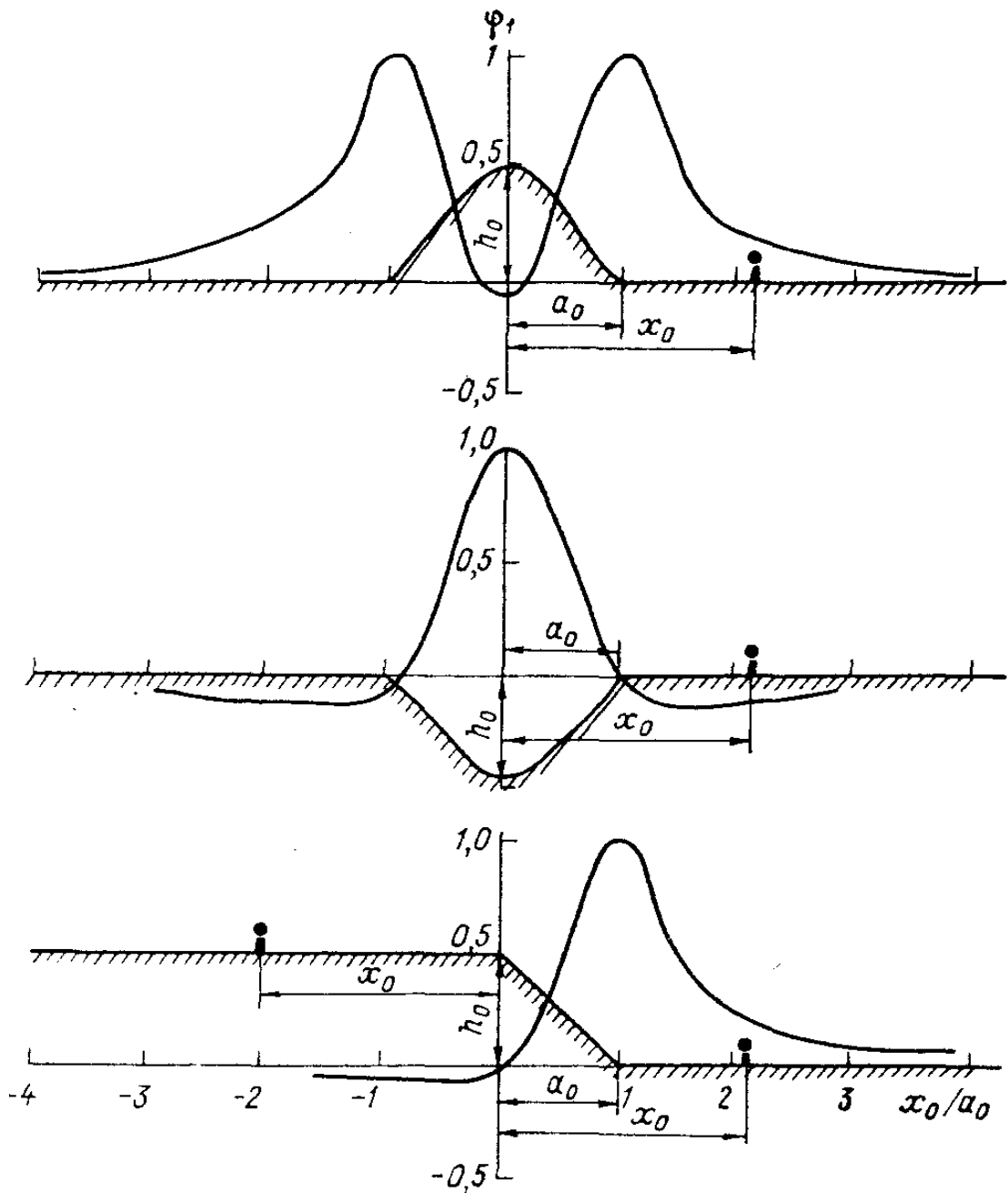


Рисунок 3.5 – Значення функції φ_1 залежно від (x_0/a_0)

Значення функції φ_1 визначається залежно від відношення $l x_0 / a_0$ за графіками, відповідним різним формам рельєфу.

Якщо перешкода є окремим пагорбом або улоговиною (впадиною), то h_0 вибирається відповідною максимальною (мінімальною) відміткою перешкоди, а n_2 – максимальною крутизною схилу, зверненого до джерела.

Для джерел викиду, розташованих у зоні впливу кількох ізольованих перешкод, визначаються значення η кожної перешкоди й у розрахунку використовується максимальне з них.

Врахування впливу рельєфу місцевості під час визначення відстані X_m , де досягається максимум приземної концентрації, здійснюється шляхом множення коефіцієнта d у формулі 3.12 для розрахунку X_m на відношення:

$$1,1/\sqrt{(\eta + 0,2)}. \quad (3.14)$$

При розрахунку приземних концентрацій по осі факела на різних відстанях від джерела за формулою $C_x = S_l \times C_m$ відношення X/X_m визначається з урахуванням поправки (формула 4.13) для значень $X < 6,2X_m^{(0)}\sqrt{\eta - 1}$ ($X^{(0)}_m = X_m$ при $\eta = 1$ – умови рівної або слабо пересіченої місцевості).

Для великих значень X під час обчислення X/X_m використовуються значення $X_m = X_m^{(0)}$.

3.4 Розрахунок концентрацій забруднювальних речовин в атмосферному повітрі. Гаусова модель

Відповідно до нормального або гаусового розподілу змінна X нормально розподілена, якщо виконується співвідношення функції щільності $f(x)$:

$$f(x) = \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} \exp\left[\frac{-(x-\mu)^2}{2\sigma^2}\right],$$

де x – будь-яке дійсне число;

σ – стандартне відхилення (будь-яке дійсне число більше нуля);

μ – математичне очікування випадкової величини – число, навколо якого зосереджені значення випадкової величини.

Стандартне відхилення (дисперсія) випадкової величини характеризує

міру розкиду випадкової величини при її математичному очікуванні (рис. 3.6).

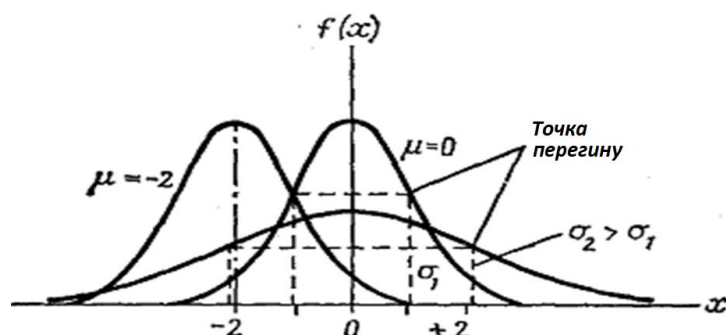


Рисунок 3.6 – Гаусовий (нормальний) розподіл для різних значень μ і σ

У нормальному розподілі μ визначає положення максимального значення $f(x)$ на осі x .

Функція гаусового розподілу в нормованому вигляді – площа, обмежена кривою, дорівнює одиниці.

σ – розширює або стискає дзвоноподібну криву (площа під кривою завжди дорівнює одиниці).

У загальному випадку близько 68 % площі під кривою перебуває в інтервалі між від $+\sigma$ до $-\sigma$, а близько 95 % – між від $+2\sigma$ до -2σ .

Це зростання ширини функції розподілу зі збільшенням σ має важливий фізичний сенс щодо розсіювання забруднювачів у атмосфері.

Таким чином, μ та σ є характеристиками положення та форми кривої гаусового розподілу. Рівняння для розсіювання забруднювачів матимуть вигляд подвійного гаусового розподілу:

$$f(y, z) = \frac{1}{2\pi\sigma_y\sigma_z} \exp \left[\frac{-(y-\mu_y)^2}{2\sigma_y^2} + \frac{-(z-\mu_z)^2}{2\sigma_z^2} \right].$$

Подвійний гаусовий розподіл відносно двох координат (Y і Z) отримують простим перемноженням двох гаусових розподілів по кожній із координатних осей і подають у такому вигляді:

3.4.1 Основне рівняння розсіювання домішок у гаусовій теорії

Усі моделі оцінки розсіювання забруднювальних речовин у атмосфері зводяться до однієї й тієї функції розподілу концентрації забруднювача –

гаусового розподілу.

Агентство охорони навколишнього середовища США використовує як основу моделі розсіювання статистичну (гаусову) теорію, згідно з якою дрібні частинки та газові домішки розсіюються в атмосфері за законами нормального розподілу.

Струмінь диму поширюється вздовж (паралельно) осі X. Овальні фігури є перерізом спрощеного струменя. Профілі концентрацій по осях Y, Z підпорядковуються законам нормального розподілу (рис. 3.7).

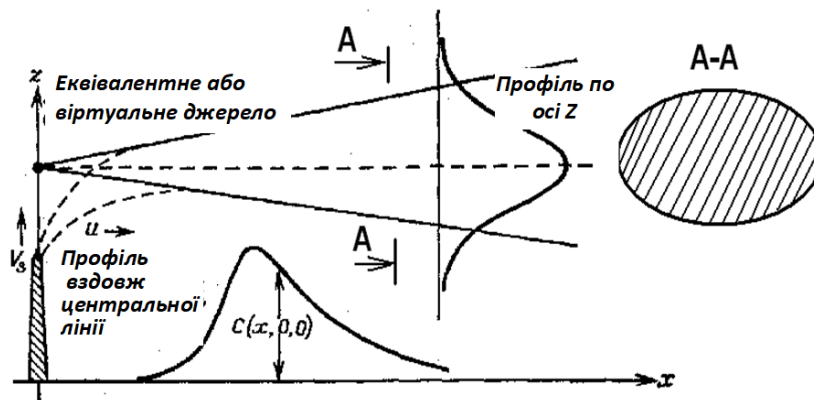


Рисунок 3.7 – Профілі концентрацій вздовж центральної лінії X та вздовж осі Z

Основне рівняння розсіювання в гаусовій теорії має вигляд:

$$C(x, y, z, H) = \frac{M}{2\pi u \sigma_y \sigma_z} \left[\exp - \left(\frac{y^2}{2\sigma_y^2} \right) \right] \left\{ \exp \left[\frac{-(z-H)^2}{2\sigma_z^2} \right] + \exp \left[\frac{-(z+H)^2}{2\sigma_z^2} \right] \right\}, \quad (3.15)$$

де C – концентрація в деякій точці з координатами x ; y ; z , $г/м^3$;

M – потужність викиду, $г/с$;

H – висота віртуального джерела (сума геометричної висоти труби та початкового підйому струменя), $м$;

u – середня швидкість вітру, $м/с$.

3.4.2 Прийняті допущення

Під час розгляду гаусового струменя прийняті такі припущення:

– розсіювання струменя в горизонтальній та вертикальній площинах описується гаусовим розподілом зі стандартними відхиленнями розподілу

концентрацій σ_y та σ_z по осях Y та Z відповідно;

- середня швидкість вітру U , що діє на струмінь, є постійною у всьому шарі поширення струменя, напрям вітру не змінюється;
- потужність викиду постійна;
- має відбиток струменя від землі, тобто немає осадження або взаємодії струменя з поверхнею, що підстилає (рис. 3.8).

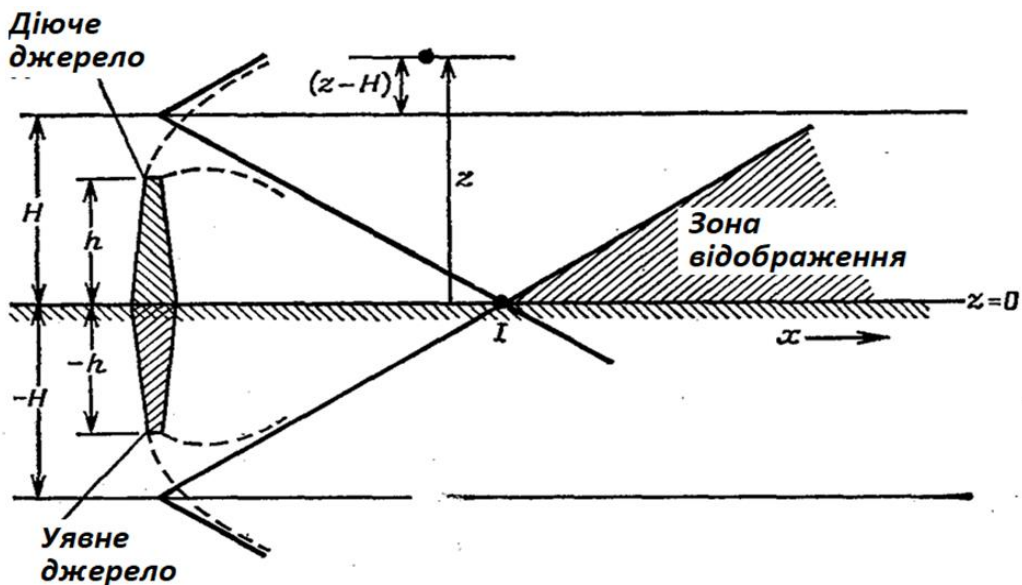


Рисунок 3.8 – Схема відбиття струменя від поверхні землі

З рисунку видно, що відбиток на деякій відстані X математично еквівалентно наявності дзеркального відображення джерела з ординатою $-H$. Затінена площа після точки I на діаграмі показує область атмосфери, у якій концентрація збільшується більше очікуваної, що відповідає джерелу з висотою H .

Це збільшення концентрації визначається математично лінійною суперпозицією двох кривих гаусового типу, однією з центром на висоті H та іншою – на висоті $-H$. Це еквівалентно об'єднанню двох рівнянь: одне містить член $(z + H)$, інше – член $(z - H)$. У результаті рівняння для концентрації для високого джерела з урахуванням відображення матиме вигляд, що відповідає формулі 3.15.

3.4.3 Окремі випадки розрахунку приземних концентрацій

Для розрахунку концентрації тільки біля поверхні землі (координата $Z = 0$) рівняння (3.15) набуває вигляду:

$$C(x, y, 0, H) = \frac{M}{\pi u \sigma_y \sigma_z} \exp\left(\frac{-y^2}{2\sigma_y^2}\right) \exp\left(\frac{-H^2}{2\sigma_z^2}\right). \quad (3.16)$$

Для розрахунку концентрації біля поверхні землі, вздовж осьової лінії струменя (координати $Z = 0$, $Y = 0$) рівняння (3.15) набуває вигляду:

$$C(x, 0, 0, H) = \frac{M}{\pi u \sigma_y \sigma_z} \exp\left(\frac{-H^2}{2\sigma_z^2}\right).$$

Для розрахунку концентрації біля поверхні землі, вздовж осьової лінії струменя, для наземного джерела (координати $Z = 0$, $Y = 0$, $H = 0$) рівняння (3.15) набуває вигляду:

$$C(x, 0, 0, 0) = \frac{M}{\pi u \sigma_y \sigma_z}.$$

3.4.4 Практичне використання рівнянь моделі Гауса

Для практичного використання наведених вище рівнянь, крім фізичних даних (координати, потужність викиду, ефективна висота джерела), необхідно також знати величини u , σ_y , σ_z .

Зазвичай використовують значення швидкості вітру u , усереднене по всьому струменю. Через труднощі її визначення приймають середню швидкість вітру лише на рівні горловини труби.

Коефіцієнт вертикальної дифузії σ_z характеризує розширення струменя по вертикалі.

Коефіцієнт горизонтальної дифузії σ_y характеризує розширення струменя в горизонтальній площині.

Значення σ_y , σ_z (горизонтальне та вертикальне стандартне відхилення) залежать від положення точки X у напрямку вітру від джерела та умов стійкості атмосфери.

Значення σ_y , σ_z визначають за діаграмами, отриманими експериментальним шляхом (рис. 3.9; 3.10). На рисунках – А, В, С, D, Е, F – різні класи стійкості атмосфери:

– А – відповідає найбільшій нестійкості (ясне небо, висота сонця над горизонтом понад 60° , типовий літній сонячний день після полудня. Дуже конвективна атмосфера;

– F – відповідає найбільшій стійкості атмосфери.

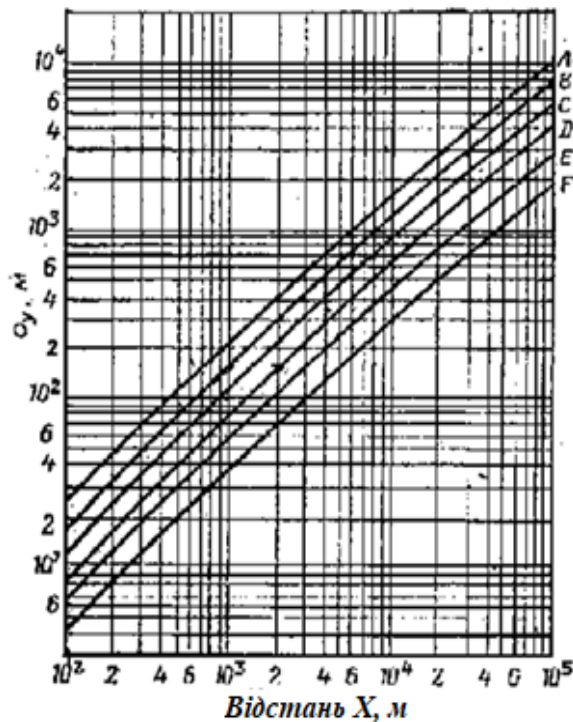


Рисунок 3.9 – Стандартне відхилення σ_z у вертикальному напрямку

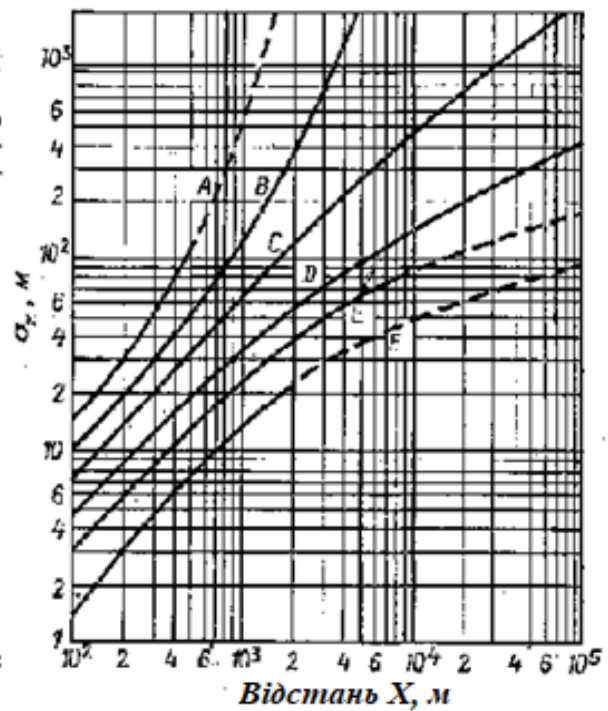


Рисунок 3.10 – Стандартне відхилення σ_y у горизонтальному напрямку

Оцінюючи розсіювання газів, зазвичай вибирають такий клас стійкості, типовий для певного району, який дає найгірші характеристики з погляду забруднення атмосфери.

3.4.5 Визначення категорії (класу стійкості) атмосфери

Значення σ_y і σ_z пов'язані з коефіцієнтами дифузії або коефіцієнтами масової дифузії газу через інше нерухоме середовище в напрямку осей y і z . З фізичного характеру проблеми дифузії випливає, що горизонтальне і вертикальне стандартні відхилення є функціями положення точки x та y напрямку вітру від джерела, а також функціями умов стійкості атмосфери. Для оцінки величин σ_y і σ_z та визначення їхнього взаємозв'язку проведені численні експериментальні дослідження в атмосфері. Один із найбільш широко поширених наборів діаграм наведено на рисунках 3.9 і 3.10. Ці діаграми отримані з урахуванням таких обмежень:

– концентрації, одержувані з цих діаграм, відповідають часу відбору проб близько 10 хвилин;

- горизонтальне та вертикальне стандартні відхилення відповідають земній поверхні для відкритої сільської місцевості;
- оцінювані концентрації найбільш близькі до реальних величин лише в межах кількох сотень метрів від поверхні землі.

При цьому значення σ_z менш достовірні, ніж значення σ_y , що зазначено штриховими лініями на діаграмі « σ_z-X ». Це особливо справедливо для відстаней більше 1 км у напрямку вітру.

Для наближеного визначення стійкості використовують способи, засновані на наземних спостереженнях, такі як способи Паскуїла та Тернера. Спосіб Тернера порівняно з класами стійкості за Паскуїлом характеризується більш детальним урахуванням термічних факторів і станів, що класифікуються як стійкі, і введення в розгляд ситуацій, що кваліфікуються як дуже стійкі.

Характеристика класів стійкості атмосфери за Тернером:

- 1) дуже нестійка;
- 2) помірно нестійка;
- 3) слабо нестійка;
- 4) байдужа;
- 5) слабко стійка;
- 6) помірно стійка;
- 7) дуже стійка.

Якісне співвідношення між класами Тернера і Паскуїла наведено в таблиці 3.2.

Таблиця 3.2 – Співвідношення між класами Тернера та Паскуїла

| | | | | | | | |
|---------|---|---|---|---|---|---|---|
| Тернер | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
| Паскуїл | A | B | C | D | E | E | F |

Наведені нижче пункти відповідають класам, наведеним у таблиці 3.2:

- 1) ясне небо висота сонця над горизонтом більше 60°, типовий сонячний день після полудня, дуже конвективна атмосфера;
- 2) літній день зі слабкою розрізною хмарністю;
- 3) типовий сонячний літній день після полудня ближче до вечора, літній день з розрізною низькою хмарністю або літній день з ясным небом і висотою сонця над горизонтом від 15° до 35°.

Під час дослідження розсіювання викидів від будь-якого джерела зазвичай вибирають такий клас стійкості, типовий для цього району, що дає найгірші

характеристики забруднення атмосфери.

Основою визначення класу стійкості атмосфери за цією методикою є індекс інсоляції n . Зазвичай він визначається за часом доби згідно з таблицею 3.3.

Таблиця 3.3 – Індекс інсоляції n залежно від часу доби

| День | | Ніч | |
|--------------------|-----------------------|-----------------------------|-----------------------|
| Висота сонця, град | Індекс інсоляції, n | Час після заходу сонця, год | Індекс інсоляції, n |
| 0–15 | 1 | 0–2 | -1 |
| 15–30 | 2 | 0–7 | -2 |
| 30–40 | 3 | більше 7 | -3 |
| 45–60 | 4 | – | – |
| більше 60 | 5 | – | – |

За наявності додаткової інформації про хмарність, видимість та сніжний покрив вводиться відповідна поправка до індексу інсоляції (табл. 3.4).

За хмарності вночі меншої або рівної чотирьом балам, вдень – меншої або рівної п'яти балам будь-якого ярусу або 6–9 балів верхнього ярусу поправка на хмарність не вводиться.

При повному сніговому покриві після поправки на хмарність вводиться додаткова поправка: 1 замінюється на -1, інші значення зменшуються на 1.

Таблиця 3.4 – Поправка до індексу інсоляції n на хмарність та видимість

| Хмарність, бали | Висота хмар, м | Видимість, м | Вихідний індекс інсоляції, n | | | | | | | | |
|-----------------|----------------|--------------|------------------------------------|----|----|---|---|---|----|----|---|
| | | | -3 | -2 | -1 | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | |
| | | | Виправлений індекс інсоляції, n' | | | | | | | | |
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | |
| 10 | менше 2 000 | менше 1 000 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 10 | менше 2 000 | більше 1 000 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 2 | |
| 10 | більше 2 000 | будь-яка | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 2 | 3 | 4 | |
| 6–9 | більше 2 000 | будь-яка | -1 | -1 | -1 | 1 | 1 | 1 | 2 | 3 | |
| 6–9 | 2 000–5 000 | будь-яка | -1 | -1 | -1 | 1 | 1 | 2 | 3 | 4 | |
| 4–6 | 2 000–5 000 | будь-яка | -2 | -1 | -1 | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | |

Клас стійкості по Тернеру визначається на основі виправленого індексу інсоляції n' і швидкості вітру V на висоті 10 м стандартно за таблицею 3.5.

Таблиця 3.5 – Визначення класу стійкості по Тернеру через швидкість вітру V на висоті 10 м та виправлений індекс інсоляції n'

| $V, \text{ м/с}$ | n' | | | | | | | | |
|------------------|------|---|---|---|---|---|----|----|----|
| | 5 | 4 | 3 | 2 | 1 | 0 | -1 | -2 | -3 |
| 0–15 | 1 | 1 | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 7 | 7 |
| 1,5–2,0 | 1 | 1 | 2 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
| 2,0–2,5 | 1 | 1 | 2 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 6 |
| 2,5–3,0 | 1 | 2 | 2 | 3 | 3 | 4 | 5 | 6 | 6 |
| 3,0–4,5 | 1 | 2 | 2 | 3 | 4 | 4 | 4 | 5 | 6 |
| 4,5–5,5 | 2 | 2 | 3 | 3 | 4 | 4 | 4 | 5 | 5 |
| 5,5–6,5 | 2 | 3 | 3 | 3 | 4 | 4 | 4 | 4 | 5 |
| 6,5–7,5 | 2 | 3 | 3 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 5 |
| більше 7,5 | 3 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 |

Бал хмарності – ступінь закриття хмарами небосхилу в десятих частках. Хмарність 10 балів – суцільна хмарність, 6–9 балів – більше половини небосхилу вкрито хмарами, 4–6 балів – близько половини.

3.4.6 Визначення максимуму приземної концентрації і його положення

Ефект відбиття від землі призводить до зростання приземних концентрацій газоподібних забруднювачів зі збільшенням відстані X порівняно з тим, що можна було б очікувати без урахування відбиття. Однак таке зростання зі збільшенням відстані не може тривати безперервно. Зрештою дифузія в напрямках, перпендикулярних до напрямку вітру, вздовж осей Y і Z , зменшить концентрацію на рівні землі ($z = 0$) і вздовж центральної лінії ($y = 0$).

Таким чином, крива залежності C від x проходить через максимум, а потім починає зменшуватися, прагнучи нульового значення за великих значень x .

Один із методів визначення положення та величини максимуму концентрації заснований на використанні характеристик σ_y та σ_z . За помірної нестійкості, що близька до байдужих умов, відношення σ_y/σ_z майже не залежить від відстані x . Якщо це ставлення прийняти постійним і покласти $y = 0$, то рівняння 3.16

$$C(x, y, 0, H) = \frac{M}{\pi i \sigma_y \sigma_z} \exp\left(\frac{-y^2}{2\sigma_y^2}\right) \exp\left(\frac{-H^2}{2\sigma_z^2}\right). \quad (3.16)$$

може бути записано так, що C буде функцією тільки σ_z , (яке також залежить тільки від x та класу стійкості атмосфери) – рівняння 3.17:

$$C(x, y, 0, H) \approx \sigma_z \frac{M}{\pi u K} \exp\left(\frac{-H^2}{2\sigma_z^2}\right). \quad (3.17)$$

У цьому випадку, використовуючи відомий з диференціального обчислення метод максимізації, можна отримати аналітичний вираз, що визначає максимальну концентрацію вздовж центральної лінії та з достатньою точністю визначити положення максимуму концентрації.

Результат диференціювання рівняння 3.17 у його модифікованій формі призводить до такого виразу:

$$\sigma_z = \frac{H}{\sqrt{2}} = 0,707H. \quad (3.18)$$

Таким чином, маючи висоту труби H , можна визначити значення σ_z . Потім з діаграми залежності $\sigma_z = f(x)$ з урахуванням умов стійкості атмосфери можна отримати значення x , яке дає положення максимуму C .

Величина x визначається таким методом лише наближено, відображаючи неточність побудови діаграми $\sigma_z = f(x)$.

Якщо умова $H^2 = 2\sigma_z^2$ (отримано з рівняння 3.18) підставити в рівняння 3.16 і покласти $y = 0$, то максимальна приземна концентрація на центральній лінії у напрямку вітру буде приблизно рівна:

$$C_{max} = \frac{0,1171 M}{u \sigma_y \sigma_z}.$$

Цей вираз дає найкращі результати за умов *нестійкої атмосфери*.

3.4.7 Розсіювання в атмосфері аерозолів

Кількість аерозольних речовин, що може бути викинута в довкілля, обмежується величиною гранично допустимого викиду. Для досягнення нормативного допустимого викиду зазвичай необхідно використовувати ефективні системи обмеження рівня емісії. Але навіть при використанні ефективних систем газоочищення значна частина загальної кількості викидів

потрапляє в атмосферу з газами, що відходять. На підприємствах, де немає систем очищення, кількість викидів забруднювальних речовин може бути особливо великою. Для виконання нормативів викидів необхідний прогноз інтенсивності випадання аерозолів на поверхню, що підстилає, на різних відстанях від джерела.

Існує кілька способів прогнозування інтенсивності випадання частинок, що викидаються димовими трубами. Найбільш зручними є модифікація рівняння Саттона, застосованого для газової емісії з димових труб:

$$C(x, y, z, H) = \frac{M}{2\pi\sigma_y\sigma_z} \left[\exp - \left(\frac{y^2}{2\sigma_y^2} \right) \right] \left\{ \exp \left[\frac{-(z-H)^2}{2\sigma_z^2} \right] + \exp \left[\frac{-(z+H)^2}{2\sigma_z^2} \right] \right\}.$$

Цей метод передбачає розподіл забруднювальної речовини по осях Y і Z гаусового типу. Масові коефіцієнти дифузії у напрямі цих двох координат виражаються через стандартні відхилення σ_y та σ_z , які також є функціями координат у просторі та характеру атмосферної стійкості.

Вираз для розсіювання газів від труби з еквівалентною висотою H , без урахування ефектів відбиття (рис. 3.11), може бути записаний у вигляді:

$$C(x, y, z, H) = \frac{M}{2\pi\sigma_y\sigma_z} \left[\exp - \left(\frac{y^2}{2\sigma_y^2} \right) \right] \left\{ \exp \left[\frac{-(z-H)^2}{2\sigma_z^2} \right] \right\}.$$

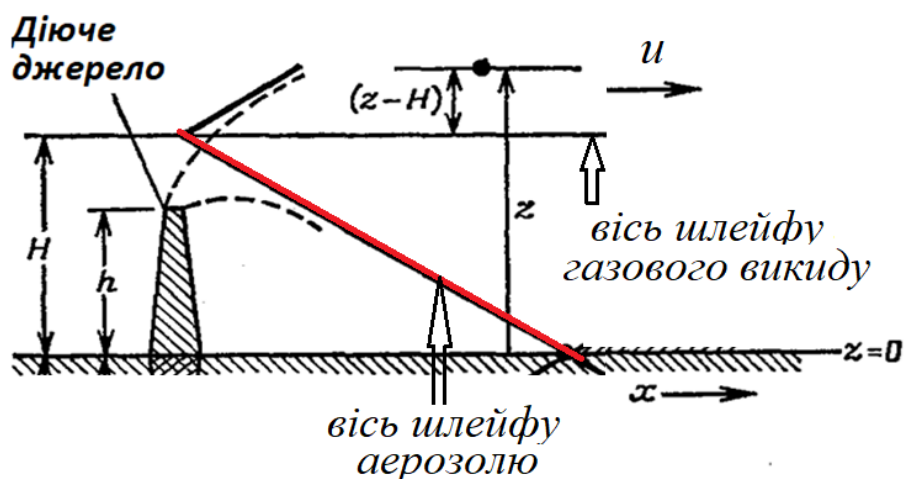


Рисунок 3.11 – Схема струменя без урахування відображення від поверхні землі

Термін «без урахування ефектів відображення» означає, що у разі викиду частинок поверхня землі діє як їхній поглинач. У разі викиду газів підстилаюча

поверхня здебільшого є відбиваючою, і це відображення збільшує газофазну концентрацію забруднювача в атмосфері (рис. 3.8).

Крім поправки на «невідбивність» у рівняння гаусового типу розсіювання необхідно внести ще одну дуже важливу зміну. Газоподібні забруднювачі не схильні до дії сили тяжіння, у той час як рух твердих частинок сильно залежить як від дії сили тяжіння, так і від дії середовища носія, пов'язаного з переміщенням повітряних мас. Отже, рівняння розсіювання має враховувати дію цих сил.

Дія сили тяжіння на розсіювання частинок проявляється в тому, що осьова лінія викиду в міру перенесення забруднювача за вітром відхиляється вниз. Порівняно з абсолютно горизонтальною віссю шлейфу газоподібної емісії шлейф аерозольної речовини має нахил донизу (рис. 3.11).

Внаслідок дії сили тяжіння величина H у гаусовому рівнянні розсіювання має бути скоригована щодо постійного осідання частинок.

Довжина вільного падіння після вильоту частинки з труби дорівнюватиме $(V_t \times t)$ – добутку швидкості осідання (витання) частинки V_t і часу t , за який основний потік забруднювача досягає відстані x за напрямком вітру. Цей же час t визначається як $t = x / u$ (u – швидкість вітру).

Отже, довжина вільного падіння, на яку має бути скоригована величина H , становить $V_t \times (x / u)$. Це еквівалентно зниженню осьової лінії гаусового розподілу по осі Z на величину $V_t \times (x / u)$. Таким чином, з урахуванням впливу сили тяжіння, зміну концентрації частинок можна описати в загальному вигляді таким рівнянням:

$$C(x, y, z, H) = \frac{M}{2\pi u \sigma_y \sigma_z} \left[\exp - \left(\frac{y^2}{2\sigma_y^2} \right) \right] \left\{ \exp - \frac{[z - (H - V_t x/u)]^2}{2\sigma_z^2} \right\}.$$

Формула розрахунку приземної концентрації в точці, що лежить на осьовій лінії розсіювання (для умов $y = 0$ та $z = 0$), має такий вигляд:

$$C(x, 0, 0, H) = \frac{M}{2\pi u \sigma_y \sigma_z} \exp - \frac{[(H - V_t x/u)]^2}{2\sigma_z^2}, \quad (3.19)$$

де M – інтенсивність викиду частинок, $г/с$.

Величина M відноситься до одного розміру частинок, що характеризуються швидкістю осідання (витання) V_t . Швидкість витання визначають за діаграмою, або розраховують за формулою:

$$V_t = \frac{d_q^2 g \rho_q}{18 \mu_n},$$

де d_q – діаметр частинок, м;

g – прискорення вільного падіння, м/с²;

ρ_q – щільність частинок, кг/м³;

μ_n – в'язкість повітря, Па с.

Поряд з оцінкою концентрації частинок C у цій точці важливо визначити результат розсіювання частинок у вигляді маси, що випадає в одиницю часу на одиницю площі – w (інтенсивність випадання частинок) – за такою схемою:

$$W = \frac{\text{масова швидкість перенесення}}{\text{площа}} = \frac{(\text{об'ємна швидкість}) \times (\text{концентрація})}{\text{площа}} = \\ (\text{лінійна швидкість}) \times (\text{концентрація}) = V_t \times C.$$

Інтенсивність випадання частинок (г/м² с) на поверхню, що підстилає, вздовж осової лінії шлейфу визначається рівнянням:

$$w = \frac{M V_t}{2\pi u \sigma_y \sigma_z} \exp - \frac{[(H - V_t x/u)]^2}{2\sigma_z^2}, \quad (3.20)$$

де M – масовий викид аерозолі, г/с;

V_t – швидкість витання частинок, м/с;

U – швидкість вітру, м/с;

σ_y, σ_z – коефіцієнти дифузії по осі Y і осі Z відповідно, м.

Оскільки в рівнянні використовується швидкість осідання V_t , тому величина w є інтенсивністю випадання частинок конкретної щільності та середнього діаметра. Для визначення загальної інтенсивності випадіння повинні бути оцінені вагові вклади фракцій частинок різних розмірів у загальну інтенсивність викиду.

Виведене рівняння розсіювання передбачає, що всі частинки зі швидкістю осідання V_t випадають до певної відстані за вітром. Ця відстань визначається часом, необхідним для осідання частки з ефективною висоти H . Цей час дорівнює H / V_t і також має дорівнювати X_{max} / u , де X_{max} – максимальна відстань за вітром, на яку може бути перенесена частка з характерною швидкістю осідання V_t .

Відстань X_{max} , еквівалентна такому видаленню за вітром, де осова лінія «низхідного» шлейфу досягає земної поверхні. Звідси випливає, що рівняння 3.10 і 3.11 не мають фізичного сенсу для відстаней, що перевищують значення $X = H \times (u / V_t)$ (отримано з $X / u = H / V_t$).

4 ФОНОВІ КОНЦЕНТРАЦІЇ ЗАБРУДНЮВАЛЬНИХ РЕЧОВИН В АТМОСФЕРНОМУ ПОВІТРІ

Фонова концентрація C_{ϕ} (мг/м³) характеризує сумарну концентрацію, створювану всіма джерелами, розташованими на певній території, та встановлюється для кожної речовини за даними спостережень.

C_{ϕ} – статистично достовірною максимальна концентрація та визначається як значення концентрації, що перевищується не більше ніж у 5 % випадків від загальної кількості спостережень. За відсутності необхідних даних спостережень фонову концентрацію можна визначити розрахунковим шляхом.

Порядок визначення величин фонових концентрацій забруднювальних речовин в атмосферному повітрі встановлено Наказом № 286 Міністерства екології та природних ресурсів України [8].

Величина фонові концентрації, визначена за даними фактичних спостережень, це статистично достовірною максимальна разова концентрація (середня за 20 хвилин); визначена розрахунковим шляхом – значення, що обчислюється множенням максимальної розрахункової концентрації C на коефіцієнт 0,4.

4.1 Період визначення C_{ϕ} . Обробка даних результатів спостережень

Визначення C_{ϕ} для кожного поста спостережень проводять за даними за період від 3 до 5 років (не менше 3-х років). Обраний період повинен відповідати таким умовам:

- кількість спостережень протягом року має бути не менше 200 по кожній речовині, а загальна кількість спостережень за вибраний період – не менше 800;
- методики відбору та аналізу проб мають бути незмінними;
- розташування посту спостережень не змінювалося;
- характер забудови у районі поста спостереження суттєво не змінювався;
- суттєвих змін у характеристиках промислових викидів у радіусі 5 км від поста спостереження не відбувалося.

Для визначення фонових концентрацій можуть бути використані дані як стаціонарних, так і підфакельних постів спостережень.

У результаті обробки даних для кожного посту по всьому масиву результатів спостережень знаходять величини фонові концентрації $C_{\phi i}$ (де $i = 0; 1; 2; 3; 4$). Концентрації $C_{\phi i}$ відповідають різним градаціям напрямку α та швидкості вітру W (табл. 4.1).

Таблиця 4.1 – Градації i у напрямку та швидкості вітру

| Значення i залежно від швидкості W та напрямку вітру α | | | | | | |
|-------------------------------------------------------------------|-------|------------------|----------|------|---------|-------|
| α | Румби | Будь-який | Північ | Схід | Південь | Захід |
| | | Десятки градусів | Будь-які | 32÷4 | 5÷13 | 14÷22 |
| $W, \text{ м/с}$ | | 0÷2 | 3÷ W^* | | | |
| i | | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 |

Верхня межа швидкості вітру W^* визначається за умови, що швидкість вітру в цьому місці $W > W^*$ зустрічається у 5 % випадків.

Під час визначення $C_{\phi i}$ для кожної з п'яти градацій швидкості та напрямки вітру значення концентрацій q_k (k – номер концентрації в i -ї градації) вписуються в таблицю, після чого визначається кількість спостережень у кожній градації n_i , яка для подальшої обробки має бути не менше 100.

Якщо $n_i < 100$, то значення $C_{\phi i}$ вважається орієнтовним.

Дані підфакельних спостережень групуються за зонами, що відповідають відстаням від джерела викидів.

Кількість спостережень у кожній зоні має бути не менше 200. Дані для кожної зони поділяються на дві градації за швидкістю вітру: $i = 0$ відповідає швидкості вітру від 0 м/с до 2 м/с; $i = 1$ відповідає швидкості вітру 3– W^* м/с.

Надається перевага $C_{\phi i}$, отриманим за підфакельними вимірами, для тих ділянок міста, де їхні величини більші, ніж C_{ϕ} , розраховані за даними спостережень на стаціонарних постах.

Визначення величини фонові концентрації на всіх постах міста однієї забруднювальної речовини виконується за даними спостережень за один і той самий період.

Значення метеорологічних параметрів для визначення величини фонові концентрації встановлюються за матеріалами спостережень з метеорологічної станції, яка є репрезентативною для міста в цілому (населеного пункту), що розглядається.

Визначення величини фонові концентрації проводиться за п'ятьма градаціями напрямку і швидкості вітру: швидкість 0–2 м/с – за будь-якого напрямку, швидкість 3 м/с і більше – при північному, східному, південному і західному напрямках.

4.2 Визначення фонових концентрацій за даними постів спостереження

Фонова концентрація C_ϕ , за даними постів спостереження може визначатися одним із статистичних розрахункових методів чи графічно.

4.2.1 Розрахунковий метод

Під час визначення C_ϕ розрахунковим методом для кожної градації i спочатку розраховують середнє значення концентрації \bar{q}_i за формулою:

$$\bar{q}_i = \frac{1}{n_i} \sum_{k=1}^{n_i} q_k,$$

де $\sum_{k=1}^{n_i} q_k$ – сума всіх значень концентрацій, що потрапили в градацію i , мг/м³;

n_i – кількість концентрацій у градації;

q_k – значення кожної концентрації у градації, мг/м³.

Для кожної градації i розраховують S_i (мг/м³) – середнє квадратичне відхилення концентрації та коефіцієнт варіації V_i за формулами:

$$S_i = \sqrt{\frac{\sum_{k=1}^{n_i} (q_k - \bar{q}_i)^2}{n_i - 1}};$$

$$V_i = \frac{S_i}{\bar{q}_i}.$$

Величину C_ϕ розраховують за формулою:

$$C_{\phi i} = \bar{q}_i F_1(V_i),$$

де $F_1(V_i)$ – значення функції, розраховують за формулою:

$$F_1(V_i) = \frac{1}{1 - V_i^2} \exp\left(1,645 \times \sqrt{\ln(1 + V_i^2)}\right).$$

Для практичних розрахунків значення функції $F_1(V_i)$ може бути визначено

за графіком (рис. 4.1):

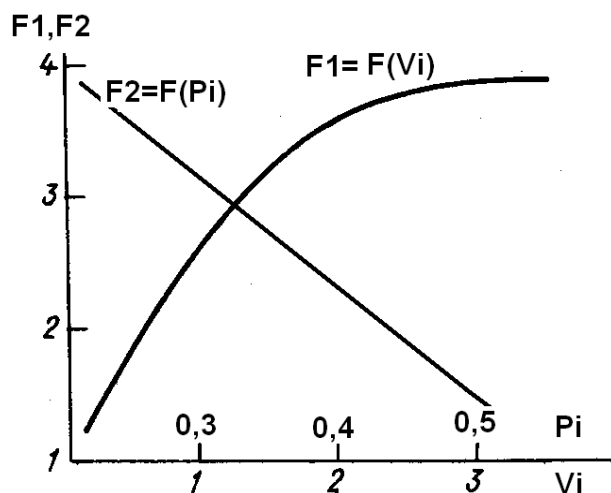


Рисунок 4.1 – Графік для визначення F_1 і F_2

Існують спрощені методи визначення C_ϕ :

1) для кожної i -ї градації з кількістю спостережень n_i визначається кількість спостережень m_i , у яких значення концентрації q_k перевищувало середню концентрацію \bar{q}_i у цій градації, і розраховують повторюваність P_i випадків перевищення середнього значення концентрації за формулою:

$$P_i = \frac{m_i}{n_i}.$$

Фонову концентрацію в градації визначають за формулою:

$$C_{\phi i} = \bar{q}_i F_2 (P_i),$$

де $F_2(P_i)$ – значення функції, отримане з графіка на рисунку 4.1;

2) метод «розмаху».

Середньоквадратичне відхилення розраховують за наближеною формулою:

$$S_i = \frac{q_{\max} - q_{\min}}{k},$$

де q_{\max} , q_{\min} – максимальна та мінімальна концентрація у градації;

k – коефіцієнт, що залежить від кількості спостережень, визначається з графіка

на рисунку 4.2.

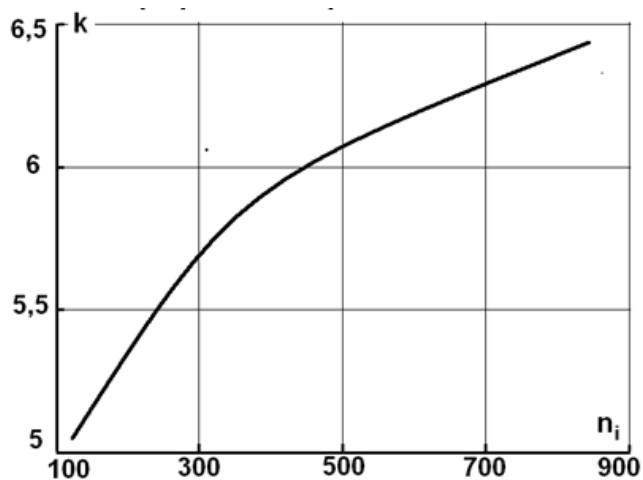


Рисунок 4.2 – Графік для визначення параметра k

4.2.2 Графічний метод

Графічний метод визначення фонові концентрації полягає в такому:

- концентрації шкідливої домішки для кожної градації i наносяться на графік залежності «концентрація (q) – швидкість вітру (W)» (рис. 4.3);
- визначається кількість значень концентрації домішки n_i , що відноситься до цієї градації i ;
- будується плавна лінія, що обгинає, вище якої може перебувати 5 % від загальної кількості точок n_i ;

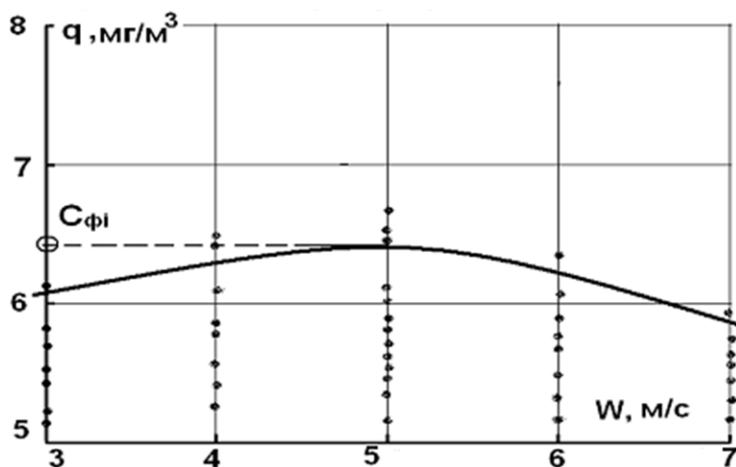


Рисунок 4.3 – Графік для визначення фонові концентрації

З побудованою огинаючою знімається максимальне значення, яке

приймається як фоновая концентрація шкідливої домішки для цієї градації – $C_{\phi i}$ (рис. 4.3).

4.3 Формат завдання фону за постом спостереження. Виняток вкладу підприємства з фону

Фоновая концентрація для забруднювальної речовини в атмосферному повітрі за постом спостереження може бути задана одним, двома та п'ятьма значеннями. Формат завдання фону визначається за результатами оцінки значущості відмінностей величин фону в градаціях.

Для проведення оцінки значущості відмінностей фонові концентрації для різних градацій розраховуються значення фонові концентрації \bar{C} і \tilde{C} за формулами:

$$\bar{C} = \frac{\sum_{i=0}^4 C_{\phi i} n_i}{\sum_{i=0}^4 n_i};$$

$$\tilde{C} = \frac{\sum_{i=1}^4 C_{\phi i} n_i}{\sum_{i=1}^4 n_i},$$

де \bar{C} – середнє значення концентрації за п'ятьма градаціями;

\tilde{C} – середнє значення концентрації за чотирма градаціями (без градації $i = 0$ для швидкості вітру 0–2 м/с);

$\sum_{i=0}^4 C_{\phi i} n_i$ – сума п'яти добутків $C_{\phi i}$ для кожної градації на кількість вимірів у цій градації n_i ;

$\sum_{i=1}^4 C_{\phi i} n_i$ – сума чотирьох добутків $C_{\phi i}$ для кожної градації на кількість вимірів у цій градації n_i .

Якщо максимальне та мінімальне значення $C_{\phi i}$ при $i = 0; 1; 2; 3; 4$ задовольняють нерівності:

$$|C_{\phi i} - \bar{C}| \leq 0,25 \bar{C}, \quad (4.1)$$

для такого посту, як фоновая концентрація приймається значення \bar{C} незалежно від напрямку і швидкості вітру.

Якщо умова (формула 4.1) не виконується, але мінімальне та максимальне значення $C_{\phi i}$ за $i = 1; 2; 3; 4$ задовольняють нерівності:

$$|C_{\phi i} - \tilde{C}| \leq 0,25 \tilde{C}, \quad (4.2)$$

то для цього посту приймаються два значення фону:

- $C_{\phi i}$ для градації $i = 0$ швидкості вітру 0–2 м/с;
- \tilde{C} для градацій $i = 1; 2; 3; 4$ швидкості вітру 3–W* м/с.

Коли умови (4.1) і (4.2) не виконуються, фонові концентрації за постом спостереження задається п'ятьма значеннями для градацій $i = 0; 1; 2; 3; 4$.

Для врахування сумарної шкідливої дії кількох забруднювальних речовин допускається визначення єдиної величини фону за цими речовинами. Водночас для кожного поста спостереження і моменту часу концентрація n речовин приводиться до концентрації найпоширенішої з них речовини.

Наприклад, при сумарній шкідливості SO_2 і NO_2 єдиний фон (мг/м³) розраховують за формулою:

$$q_{SO_2+NO_2} = q_{SO_2} + q_{NO_2} \frac{ПДК_{SO_2 м.р.}}{ПДК_{NO_2 м.р.}}. \quad (4.3)$$

Подальша обробка результатів проводиться так само, як і у випадку однієї речовини.

Під час проектування промислових підприємств та встановлення ГДВ дані про розподіл фонові концентрації по території населеного пункту подаються у табличній формі.

В окремих випадках можна обмежитися середнім значенням по місту – \bar{C}_ϕ . Для цього обчислюється середнє значення по місту для кожної градації швидкості та напрямку вітру – $C_{\phi i}$. Для тих постів, для яких у розглянутій градації $C_{\phi i}$ відрізняється від середнього по місту \bar{C}_ϕ менш ніж на 25 %, воно замінюється на середню по місту величину – \bar{C}_ϕ .

Під час установа ГДВ для реконструйованих або діючих підприємств виключення із C_ϕ внеску підприємства, що розглядається, здійснюють за формулами:

$$C'_\phi = C_\phi \left(1 - 0,4 \frac{C}{C_\phi} \right) \text{ при } C \leq 2C_\phi;$$

$$C'_\phi = 0,2C_\phi \text{ при } C > 2C_\phi,$$

де C'_ϕ – фонова концентрація без урахування вкладу підприємства, що розглядається;

C – максимальна концентрація, що створюється підприємством у місці розміщення поста спостереження.

4.4 Визначення фонових концентрацій розрахунковим методом

Під час визначення фонового забруднення пріоритет надається значенням фонових концентрацій, які отримані за даними спостережень гідрометеорологічних організацій Державної служби надзвичайних ситуацій – ДСНС.

Гідрометеорологічні організації ДСНС, які проводять спостереження за станом забруднення атмосферного повітря на стаціонарних постах України, розташовані у 39 містах. Загальна кількість стаціонарних постів спостереження становить 129.

У тому випадку, коли пости спостереження відсутні, або кількість постів спостережень недостатня для оцінки забруднення атмосферного повітря на території, яка розглядається, використовуються концентрації, отримані розрахунковим шляхом.

Таке визначення величин фонових концентрацій складається з проведення розрахунків сумарного поля концентрацій від джерел викидів забруднювальної речовини на ЕОМ відповідно до вимог ОНД-86 [7; 8]. C_ϕ визначається множенням максимальної розрахункової концентрації на коефіцієнт 0,4.

Розрахунковому визначенню величин фонових концентрацій повинен передувати контроль достовірності (повноти) вихідних даних щодо параметрів викиду забруднювальної речовини в атмосферне повітря.

Для міст (з населенням до 250 тис. чоловік) та інших населених пунктів, у яких не проводяться регулярні спостереження за забрудненням атмосфери, у випадку відсутності значних промислових джерел викидів, беруться величини фонових концентрацій для основних загальнопоширених забруднювальних речовин (табл. 4.2) [9].

Для інших забруднювальних речовин (за неможливості визначення величин фонових концентрацій розрахунковим способом) допускається обчислювати їхнє значення множенням коефіцієнта 0,4 на величину максимальної разової гранично допустимої концентрації відповідної речовини.

Таблиця 4.2 – Величини фонових концентрацій для основних загальнопоширених забруднювальних речовин

| Населення (тис. ос.) | Забруднювальні речовини | | | | | | | |
|-------------------------|-------------------------|------------------------------|-------------------|------------------------------|-------------------|------------------------------|-------------------|------------------------------|
| | Пил | | Діоксид азоту | | Оксид вуглецю | | Діоксид сірки | |
| | мг/м ³ | у долях ГДК _{мр} | мг/м ³ | у долях ГДК _{мр} | мг/м ³ | у долях ГДК _{мр} | мг/м ³ | у долях ГДК _{мр} |
| 125–250 | 0,20 | 0,40 | 0,070 | 0,35 | 1,50 | 0,30 | 0,10 | 0,20 |
| 50–125 | 0,10 | 0,20 | 0,034 | 0,17 | 0,80 | 0,16 | 0,05 | 0,10 |
| <50 | 0,05 | 0,10 | 0,018 | 0,09 | 0,40 | 0,08 | 0,02 | 0,04 |

Для отримання фонових концентрацій підприємство подає запит у гідрометеорологічну організацію ДСНС, де вказується така інформація:

- назва і адреса підприємства, відомча належність, характеристика розташування промайданчика підприємства на карті-схемі міста в радіусі до 50 висот найбільш високого джерела забруднення, але не менше ніж 2 км;
- статус підприємства: будується, реконструюється, підлягає технічному переобладнанню або діюче;
- перелік речовин, які викидаються підприємством.

Величини фонових концентрацій забруднювальних речовин видаються підприємствам за встановленими формами у вигляді таблиці.

5 МЕТОДИ ТА ТЕХНОЛОГІЇ СКОРОЧЕННЯ ВИКИДІВ ЗАБРУДНЮВАЧІВ В АТМОСФЕРНЕ ПОВІТРЯ

5.1 Скорочення промислових викидів від газоподібних забруднювальних речовин

Для очищення промислових викидів від забруднювальних речовин використовують такі дві групи методів та технологій [9]:

- а) чищення від твердих та рідких частинок:
 - 1) сухе інерційне очищення;
 - 2) мокре очищення;
 - 3) фільтрація;
 - 4) електростатичне очищення.
- б) очищення від газо- та пароподібних компонентів:
 - 1) абсорбція;

- 2) адсорбція;
- 3) термічне очищення;
- 4) каталітичне очищення;
- 5) біохімічне очищення.

Складність процесів очищення технологічних та вентиляційних викидів від газо- та пароподібних домішок обумовлена такими факторами:

- висока запиленість викидів;
- висока температура;
- низька та змінна в часі концентрація шкідливих домішок;
- складний хімічний склад.

5.1.1 Абсорбція

Спосіб абсорбції (фізична та хемосорбція) відноситься до «мокрих» методів очищення промислових викидів. Основні переваги абсорбційних методів:

- економічність під час очищення великих обсягів газів;
- можливість реалізації неперервного процесу.

Основні недоліки:

- значне зниження температури газу, що погіршує умови розсіювання в атмосфері;
- складність обладнання – громіздка система рідинного зрошення.

Абсорбційні методи очищення газів ґрунтуються на властивості рідин розчиняти гази. В процесі абсорбції беруть участь дві фази – рідка та газова.

Абсорбція – фізико-хімічний процес вибіркового поглинання газів рідиною з утворенням розчинів. Десорбція – процес виділення газу з рідини. Речовину, яка міститься в газовій фазі й при абсорбції переходить у рідку, називають абсорбційним компонентом або абсорбтивом. Речовину, яка міститься в газовій фазі й при абсорбції не переходить у рідку, називають газом-носієм або інертним газом.

Абсорбцію підрозділяють на фізичну та хімічну (хемосорбцію). При фізичній абсорбції відбувається фізичне розчинення абсорбованого компонента в розчині. Абсорбція відбувається в випадку, коли парціальний тиск абсорбованого компонента в газовій фазі більше його рівноважного парціального тиску компонента над цим розчином. Чим більша різниця між цими тисками, тим більша рушійна сила процесу.

Для багаторазового використання абсорбент (поглинач) регенерують

фізичними методами: підвищенням температури, зниженням тиску або сукупністю цих параметрів

Як поглинальні розчини при фізичній абсорбції використовують воду, а також органічні й неорганічні розчини, які не вступають у хімічну реакцію з абсорбувальними компонентами.

При хемосорбції абсорбувальний компонент вступає в хімічну реакцію з поглиначем, утворюючи нові хімічні з'єднання. При цьому рівноважний парціальний тиск компонента (концентрація), від якого очищається газ, значно нижчий порівняно з фізичною абсорбцією. У зв'язку з цим хемосорбційні процеси за рівних умов з фізичною абсорбцією забезпечують повніше добування компонентів з газових сумішей.

Регенерацію поглинальних розчинів виконують фізичними методами, які використовують під час протікання оборотних хемосорбційних процесів.

Як поглинальні розчини використовують водні розчини лугів, кислот, солей, спиртів та органічних розчинників, суспензії.

Поглинальні розчини повинні мати:

- високу поглинальну спроможність й селективність відносно компонента, який абсорбується;
- бути термічностійкими й спроможними до регенерації;
- не викликати корозію апаратів та мати невисоку ціну.

Універсальних поглинальних розчинів, що задовольняють всі вимоги, в практиці абсорбційного очищення газових викидів не існує. У кожному конкретному випадку вибирають абсорбент, який відповідає головним критеріям оптимізації.

Для вирішення технологічних завдань з очищення викидів газів від газо- й пароподібних речовин використовуються різні за конструктивними особливостями абсорбери (рис. 5.1) [10].

Насадковий абсорбер становить колону, що заповнена насадкою. У насадкових абсорберах контакт газу з рідиною відбувається переважно на змоченій поверхні насадки, по якій стікає зрошувальна рідина.

Принцип роботи барботажних абсорберів ґрунтується на проходженні (барботажі) бульбашок газу через шар рідини. Поверхня масообміну в барботажних абсорберах, де рідина є суцільною фазою, а газ – дисперсною, еквівалентна сумарній поверхні бульбашок газу або піни, що утворюється при барботажі.

Принцип роботи розпилювальних абсорберів ґрунтується на розпиленні рідини в потоці газу. Суцільною фазою в цих абсорберах є газовий потік, а

диспергівною – рідина. За способом утворення міжфазної поверхні розпилювальні абсорбери бувають форсункові, швидкісні прямоструминні та ударної дії.

При хемосорбції поглинальна здатність хемосорбенту майже не залежить від тиску, тому хемосорбція більш вигідна за невеликої концентрації домішок у газі, що відходить.



Рисунок 5.1 – Класифікація абсорберів

Процес хемосорбції реалізується:

- у насадкових колонах;
- пінних та барботажних скруберах;

- розпилювальних апаратах типу труб Вентурі;
- апаратах з механічними розпилювачами.

Широко розповсюджені апарати з рухомою насадкою, що характеризуються великою пропускною здатністю, низьким гідравлічним опором та високою ефективністю.

5.1.2 Адсорбція

Метод адсорбції заснований на фізичних властивостях деяких твердих тіл із ультрамікроскопічною структурою селективно витягувати та концентрувати на своїй поверхні окремі компоненти з газової суміші.

Адсорбцію поділяють на:

- фізичну адсорбцію;
- хемосорбцію.

При фізичній адсорбції молекули газу прилипають до твердого тіла під дією міжмолекулярних сил тяжіння.

Перевага фізичної адсорбції – оборотність процесу. При збільшенні температури або зниженні тиску поглинений газ легко десорбується без зміни хімічного складу.

В основі процесу хемосорбції лежить хімічна взаємодія між адсорбентом і речовиною, що адсорбується. Діючі при цьому сили зчеплення значно більше, ніж при фізичній адсорбції, теплота, що при цьому вивільняється, також більша і по порядку збігається з теплотою хімічної реакції. Процес хемосорбції зазвичай необоротний, оскільки при десорбції змінюється хімічний склад адсорбату.

Як адсорбент застосовують речовини, що мають велику питому площу поверхні (наприклад – питома поверхня активованого вугілля становить 10^5 – 10^6 м²/кг).

Варіанти технологічного обладнання для адсорбційного очищення газових викидів подано на рисунку 5.2.

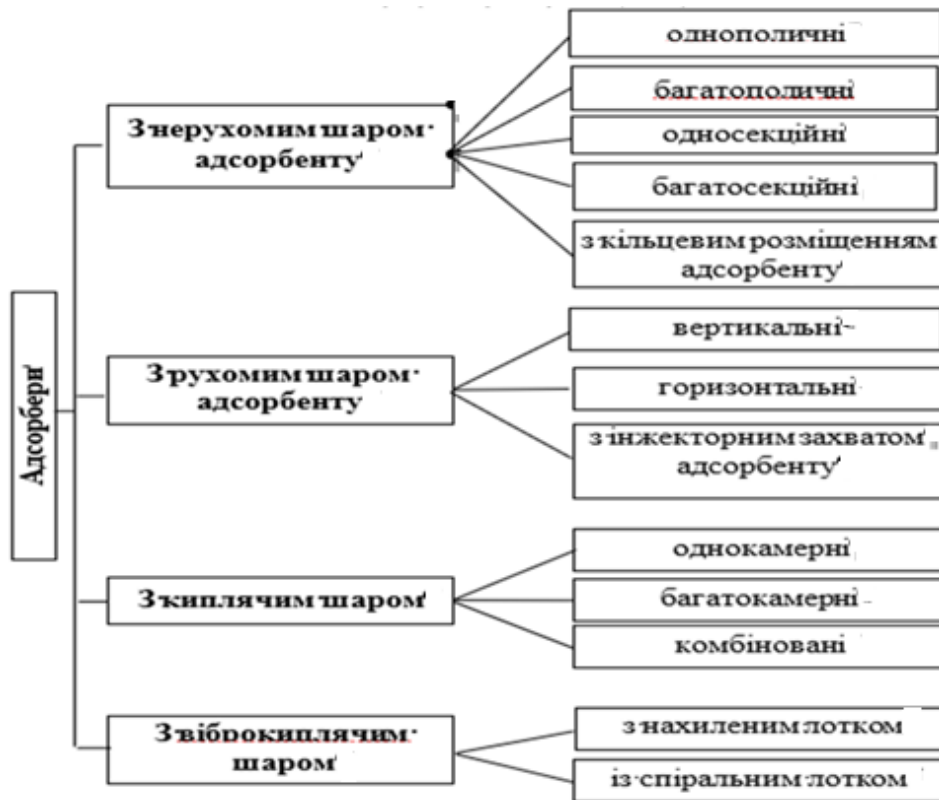


Рисунок 5.2 – Класифікація технологічного обладнання для адсорбційного очищення газів

Безперервність процесу і більш повне використання адсорбційної ємності адсорбенту забезпечують апарати з рухомим шаром адсорбенту. Це досягається завдяки протиструминному й прямотруминному руху газу й адсорбенту. Водночас в одному апараті поєднуються всі стадії: адсорбція, регенерація, сушення й охолодження. Конструкція цих адсорберів дозволяє очищувати газові викиди від декількох забруднювачів. Недоліками адсорберів безперервної дії є швидка руйнація корпусу апарата.

5.1.3 Термоокислювальне знешкодження

В основі термоокислювального очищення або вогневого знешкодження газоподібних відходів лежить реакція окислення токсичних горючих речовин, що містяться в них переважно органічного походження.

Основні переваги цього методу:

- універсальність щодо домішок будь-якого виду в газах, що відходять;
- можливість застосування за складності очищення іншими методами;
- можливість повної автоматизації процесу;

- компактність обладнання;
- можливість рекуперації тепла.

Недоліки методу:

- необхідність підтримки високої температури (понад 700–800 °С);
- економічна доцільність тільки за легкої окислюваності компонентів, що уловлюються;
- обмеження сфери застосування характером продуктів згоряння, що утворюються (при спалюванні сірко- і фосфоровмісних домішок).

Під час вибору термічного методу необхідно враховувати характер речовин, що утворюються під час реакції окислення. Під час спалювання газів, що містять фосфор, галогени та сірку, утворюються продукти реакції, які за токсичністю в декілька разів перевищують вихідні газові викиди. Цей метод використовують для знешкодження викидів, які під дією високих температур не утворюють більше токсичних речовин.

Одна з проблем, пов'язаних зі спалюванням, виникає після досягнення температури полум'я 920 °С і більше. При цьому починається процес інтенсивного утворення NO_x і процес спалювання, що знешкоджує забруднювальні речовини одного типу, стає джерелом викидів забруднювальних речовин іншого типу.

Технологічне обладнання для термічного знешкодження парогазових викидів у топкових пристроях повинно відповідати таким вимогам:

- повнота спалювання;
- попередження утворення інших шкідливих речовин;
- бездимність спалювання;
- стабільність технологічного процесу горіння у разі зміни витрати та складу газів, що викидаються;
- низька вибухонебезпечність;
- відповідність шуму санітарним вимогам.

Процес спалювання домішок здійснюється у факелі або камері.

Факел – відкритий пальник, спрямований вертикально вгору. Нині існують різні факельні пристрої залежно від фізико-хімічних властивостей знешкоджуваного газу, режиму роботи та інших параметрів (рис. 5.3). Факел застосовують для спалювання горючих токсичних відходів, що погано піддаються іншим видам обробки.



Рисунок 5.3 – Класифікація факельних пристроїв

Знешкодження парогазових викидів у факельних пристроях використовують за неможливості їхнього знешкодження в топкових пристроях. У факельних пристроях спалюють нафтові супутні гази, ацетилен, пропан, метан, пропилен та інші вуглеводні.

Конструктивно камерні печі мають дві камери: камеру спалювання та камеру змішування, що переходить у газохід. Із газоходу знешкодженні гази надходять в атмосферу через димову трубу.

Знешкодження газів відбувається за температури 850–930 °С, а час перебування продуктів у зоні горіння становить 0,5–3,5 с.

В основі класифікації топкових пристроїв лежать принципи організації спалювання та область їхнього використання (рис. 5.4).

Печі з використанням циклонного принципу спалювання газоподібних викидів мають тангенціально розміщені пальники. Температура спалювання 800–1 000 °С. Ці печі мають залежно від хімічного складу продуктів, які спалюються, різні конструктивні особливості. Ефективність очищення складає не менше 98 %.

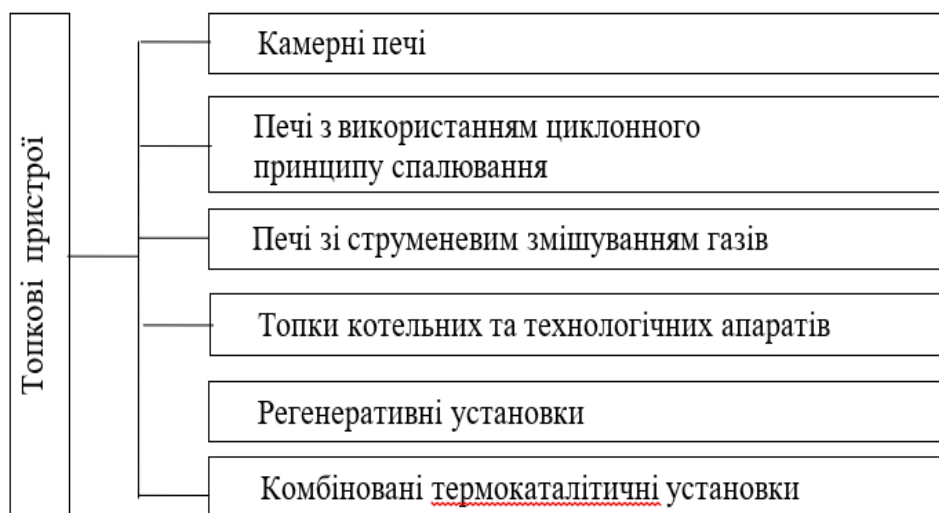


Рисунок 5.4 – Класифікація топкових пристроїв

Економічними та перспективними для термічного знешкодження парогазових викидів є печі з використанням регенеративних теплообмінних установок.

Регенеративні установки конструктивно виконуються у вигляді печей, що мають камери горіння та два або декілька шарів регенеративної насадки. Завдяки реверсивному руху через апарат газів, що знешкоджуються, шари насадки забезпечують утилізацію тепла за допомогою насадки, яка нагрівається продуктами горіння і віддає акумульоване тепло знешкодженому газу.

Ступінь регенерації тепла в установці досягає 85 %, а ступінь очищення газу – 99 %. Регенеративні установки дозволяють знизити затрати палива на процес термічного знешкодження парогазоподібних викидів.

5.1.4 Каталітичне очищення

Каталітичне очищення газів полягає у перетворенні токсичних компонентів промислових викидів на речовини нешкідливі або менш шкідливі шляхом введення в систему додаткових речовин – каталізаторів.

Каталізатор, реагуючи зі шкідливою домішкою, утворює проміжну речовину, що розпадається з утворенням нешкідливого нетоксичного продукту та каталізатора.

Переваги методу:

– висока швидкість перебігу процесу, що дозволяє скоротити габарити реактора;

– реалізація процесу за нижчих температур (300 °C), ніж спалювання.

Недоліки методу:

– проблема активності та довговічності каталізатора;

– засмічення каталізатора твердими частинками, що містяться зазвичай у газі, що очищається;

– можливість отруєння каталізатора деякими газоподібними домішками, які є у викидах.

Каталізатори не входять до складу кінцевих продуктів хімічної реакції, але змінюють її швидкість.

Каталізатори повинні мати такі властивості:

– високу активність й селективність щодо цільової реакції;

– високу хімічну стійкість відносно до каталізаторної отрути;

– низьку температуру запалювання;

– термічну стійкість;

– підвищену теплопровідність;

– значний температурний інтервал роботи;

– високу механічну міцність;

– бути дешевими у використанні.

Як каталізатори використовують платину, паладій та інші чисті метали або їхні з'єднання, оскільки активність біметалевих каталізаторів вища.

Каталітична маса зазвичай виконується у формі куль, кілець, пластин або дроту, звитого в спіраль (з ніхрому, нікелю, оксиду алюмінію) з нанесеним на їхню поверхню тонким шаром каталізатора.

Каталітичні процеси очищення газів забезпечують високий ступінь очищення та здійснюються за допомогою компактного обладнання.

Основні вимоги до каталітичних реакторів:

– висока продуктивність;

– економічність у виготовленні та експлуатації;

– можливість автоматизації;

– наявність пристроїв підігріву газів та рекуперації тепла.

Для каталітичного очищення газів використовуються різні за способом взаємодії з каталізатором та функціональним призначенням апарати (рис. 5.5).



Рисунок 5.5 – Класифікація апаратів для каталітичного очищення газів

Принцип дії апаратів із фільтрувальним шаром каталізатора ґрунтується на фільтрації газу через шар нерухомого каталізатора. Конструктивні схеми апаратів у вигляді твердих тіл різної форми, що розміщені на перфорованих решітках, є характерними для апаратів із фільтрувальним шаром каталізатора (рис. 5.6).

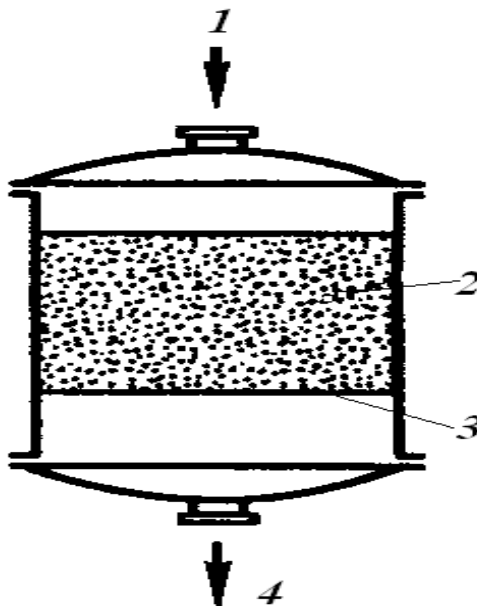


Рисунок 5.6 – Реактор із фільтрувальним шаром каталізатора:
 1 – вхід газу на очищення; 2 – нерухомий шар каталізатора;
 3 – перфорована решітка; 4 – вихід очищеного газу

Переваги апаратів із шаром, що фільтрує, – простота конструкції.

До недоліків варто віднести:

- наявність зон, що погано омиваються газом у місцях зіткнення гранул каталізатора;

- відсутність теплообміну;

- можливість засмічення каталізатора твердими частинками.

Для інтенсифікації каталітичних процесів використовують киплячий шар, за якого кожна гранула каталізатора інтенсивно з усіх боків омивається газом.

Перевагою цих апаратів є добра теплопровідність, що обумовлена інтенсивним перемішуванням частинок, та високий коефіцієнт тепловіддачі від шару каталізатора до поверхні теплообмінників.

Переваги реакторів із киплячим шаром:

- хороша теплопровідність шару;

- можливість механізації процесу завантаження-вивантаження каталізатора;

- відсутність локальних перегрівів у шарі каталізатора;

- можливість використання дрібних зерен.

Недоліком киплячого шару є:

- швидке стирання (підвищені вимоги до міцностей) й винесення пилоподібного каталізатора з апарата;

- неможливість організації протитечії руху, що зменшує рухому силу процесу;

- підвищена корозія апаратури, яка розміщена в зоні киплячого шару.

Каталітичний реактор із пилоподібним каталізатором дозволяє інтенсифікувати процес очищення газів шляхом розпилення спеціальними соплами каталізатора у вигляді дрібних частинок. Завдяки такій подачі каталізатора більш повно використовується об'єм апарата, у якому відбувається реакція.

5.1.5 Біологічне очищення

Біологічні методи очищення газоповітряних викидів позбавлені багатьох недоліків, характерних для хімічних та фізичних методів. В основі біологічних методів лежить здатність мікроорганізмів утилізувати речовини, що забруднюють повітря.

Серед речовин органічного походження, що містяться у викидах і піддаються біохімічному окисленню, можна виділити ароматичні і ненасичені вуглеводні, а також азот-, кисень-, сіро- і галогеновмісні сполуки. Біологічні

методи можуть бути використані для очищення повітря від неорганічних речовин.

Основні переваги біологічних методів:

- можливість видалення широкого спектра забруднень, якщо вони містяться в низьких концентраціях;
- можливість проведення процесу за звичайної температури (10–40 °С) та атмосферного тиску;
- кінцевими продуктами є зазвичай прості сполуки, часто органічні речовини розкладаються до діоксиду вуглецю та води;
- відсутня необхідність регенерації робочого тіла установки, що є характерною рисою фізичних методів очищення.

Обмеження для застосування біологічного очищення:

- використання методів біологічного очищення повітря найбільш ефективно для видалення водорозчинних забруднень;
- метод є найбільш прийнятними для очищення газоповітряних викидів постійного складу, активність біологічної системи при частій зміні складу компонентів газоповітряних викидів значно знижується;
- висока ефективність газоочищення досягається за умови, що швидкість біохімічного окислення речовин, що уловлюються, більша за швидкість їхнього надходження з газової фази.

Біохімічне газоочищення проводять або в біофільтрах, або в біоскруберах.

Основним елементом біофільтра для очищення повітря є шар, що фільтрує, який сорбує токсичні речовини з повітря. Далі ці речовини в розчиненому вигляді дифундують до мікробних клітин, включаються в них і піддаються деструкції.

Як носій для фільтрувального шару використовують природні матеріали: компост, торф та ін.

Повітря, що підлягає очищенню, подається вентилятором у систему, проходить через шар, що фільтрує, у будь-якому напрямку, знизу вгору або навпаки. При цьому повітря має проходити через всю масу шару, що фільтрує, рівномірно. Тому потрібна однорідність шару та певний ступінь вологості.

Біоскрубери відрізняються від біофільтрів тим, що є системою з двох апаратів. Перший апарат є скруббер (абсорбційна колона), де забруднювальні речовини абсорбується у водній фазі і другий – це біореактор, зазвичай блок очищення з активним мулом, де з'єднання деградують (рис. 5.6).

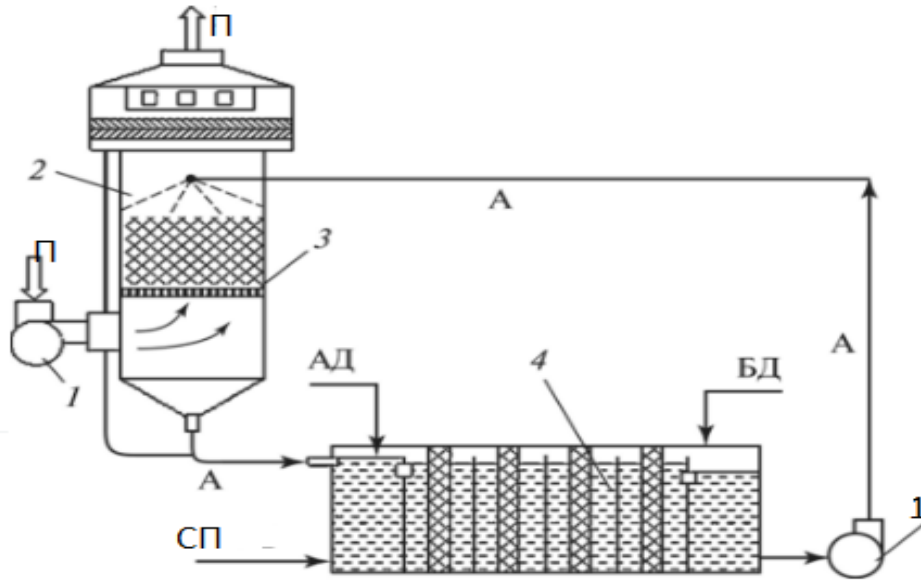


Рисунок 5.7 – Біоскрubber:

1 – вентилятор; 2 – абсорбер (скруббер); 3 – масообмінні ґрати; 4 – біореактор;
 5 – насос; А – абсорбент; П – вентиляційне повітря; АД – абсорбційні домішки;
 БД – біогенні домішки; СП – стиснене повітря

Процес очищення повітря реалізується у дві стадії у двох різних установках.

На першому етапі в абсорбері токсичні речовини, що знаходяться в забрудненому повітрі, а також кисень розчиняються у воді. У результаті повітря виходить очищеним, а забруднена вода далі йде на очищення.

На другій стадії забруднена вода надходить у біореактор з активним мулом (аеротенк), де вона регенерується. Очищення води в біореакторі відбувається за звичайною схемою за участю кисню.

У ході очищення складні органічні речовини окислюються мікроорганізмами, що формують активний мул, до кінцевих продуктів з утворенням біомаси. Застосовують різні типи абсорберів – барботажні, насадкові, розпилувальні, форсуночні.

5.2 Шляхи підвищення екологічних показників автотранспорту

Існує два шляхи негативного впливу автомобільного транспорту на природне середовище з урахуванням його недостатньо високого рівня еколого-технологічної досконалості. По-перше, автотранспорт споживає значну кількість природних матеріалів, невідновлюваних і дефіцитних енергоносіїв, таких, наприклад, як нафта, а по-друге – забруднює навколишнє середовище.

Пріоритетними напрямками підвищення екологічної безпеки автомобіля на всіх стадіях його життєвого циклу є [10]:

- зменшення викидів токсичних компонентів у навколишнє середовище шляхом використання систем нейтралізації шкідливих викидів;
- використання альтернативних видів пального;
- застосування нових транспортних засобів – електромобілів.

Шкідливі викиди автотранспорту в Україні щороку підвищуються й у багатьох містах вони складають 90–95% від загальної кількості викидів забруднювальних речовин в атмосферне повітря.

5.2.1 Зниження токсичних викидів автомобілів

До основних токсичних викидів автомобіля відносяться:

- відпрацьовані гази;
- картерні гази;
- паливні випаровування.

Відпрацьовані гази, що викидаються двигуном, містять:

- окис вуглецю (CO);
- вуглеводні (C_mH_n);
- двоокис сірки (SO_2);
- оксиди азоту (NO_x);
- бенз(а)пірен;
- альдегіди;
- сажу.

Картерні гази – це суміш частини відпрацьованих газів, що проникла через нещільність поршневих кілець у картер двигуна, з парами моторного масла.

Паливні випари надходять у довілля із системи живлення двигуна: стиків, шлангів тощо.

Розподіл основних компонентів викидів у карбюраторного двигуна виглядає так:

- відпрацьовані гази – 95 %, 55 % C_mH_n і 98 % NO_x ;
- картерні гази – 5 % CO, 5 % C_mH_n , 2 % NO_x ;
- паливні випари – до 40 % C_mH_n .

Підвищення екологічних показників автомобіля можливе шляхом таких заходів:

- підвищення економічності двигуна та автомобіля;
- заміна бензинових двигунів на дизельні;

- переведення двигунів на використання альтернативних палив;
- застосування електромобілів;
- застосування нейтралізаторів.

Підвищення економічності двигунів досягається здебільшого шляхом удосконалення процесу спалювання палива:

- пошарове спалювання палива;
- застосування підігріву та випаровування у впускному тракті;
- використання електронного запалення.

Підвищення економічності автомобіля досягається шляхом:

- зниження маси автомобіля;
- покращення аеродинамічних показників кузова;
- зниження опору повітряних фільтрів та глушників;
- зниження маси палива, що перевозиться, та інструментів.

Дизельний двигун має за аналогічної потужності витрату палива на 25–30 % менше карбюраторного ДВЗ.

Економічні переваги порівняно з бензиновими мають двигуни, що працюють на природному газі. При цьому викиди CO знижуються на 40 %, викиди NO_x – на 26 %. Однак подібна заміна палива дещо знижує вантажопідйомність та запас ходу: падіння потужності двигуна при заміні бензину на пропан становить 6 %, на метан – 11 %.

5.2.2 Рідинний нейтралізатор

Нейтралізатор – додатковий пристрій у випускній системі двигуна для зниження токсичності відпрацьованих газів.

Нейтралізатори можуть бути:

- рідинні;
- каталітичні;
- фільтри.

Принцип дії рідинних нейтралізаторів (рис. 5.8) ґрунтується на розчиненні або хімічній взаємодії токсичних компонентів відпрацьованих газів під час пропускання їх через рідину певного складу: воду, водний розчин сульфїту натрію, водний розчин двовуглекислої соди.

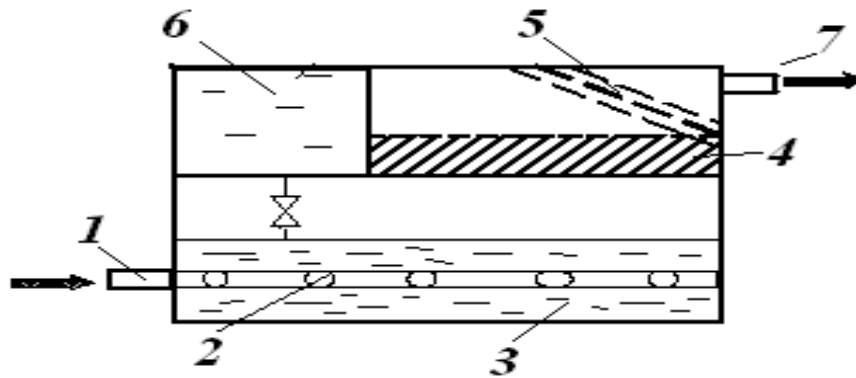


Рисунок 5.8 – Схема рідинного нейтралізатора:

- 1 – вхід відпрацьованих газів; 2 – колектор; 3 – робоча рідина; 4 – фільтр;
5 – сепаратор; 6 – ємність із робочою рідиною; 7 – вихід очищеного газу

Гази, що відпрацювали, надходять у нейтралізатор по трубі 1 і через колектор 2 надходять у бак 3, де вступають в реакцію з робочою рідиною. Очищені газы проходять через фільтр 4, сепаратор 5 і викидаються в атмосферу. У міру випаровування рідина доливається в робочий бак 3 з ємності 6.

Пропуск відпрацьованих газів дизелів через воду призводить до зменшення запаху, альдегіди поглинаються з ефективністю 0,5, ефективність очищення від сажі досягає 60–80 %.

Недоліки рідинних нейтралізаторів:

- необхідність частої зміни робочого розчину;
- велика маса та габарити;
- неефективність уловлювання CO;
- низька ефективність уловлювання NO_x (до 50 %);
- великі втрати рідини від випаровування.

5.2.3 Каталітичний нейтралізатор

Каталітична нейтралізація відпрацьованих газів двигунів внутрішнього згоряння (ДВЗ) на поверхні твердого каталізатора відбувається шляхом хімічного перетворення (реакцій окислення та відновлення), у результаті яких утворюються нешкідливі або менш шкідливі для довкілля та здоров'я людини сполуки.

Найбільш широко використовують каталізатори з благородних металів: платина, паладій, рутеній, родій. Ці каталізатори характеризуються гарною селективністю, низькою температурою початку ефективної роботи, достатньою температуростійкістю, довговічністю, стійкою роботою за високих швидкостей газового потоку.

Завданням для автомобільного каталітичного нейтралізатора є зниження у вихлопних газах частки шкідливих речовин, до яких передусім належать:

- монооксид вуглецю (CO) – отруйний газ без кольору і запаху (чадний газ);

- вуглеводні (C_xH_y) – леткі органічні сполуки – один з головних компонентів смогу, утворюються за неповного згоряння палива;

- оксиди азоту NO_x (NO та NO_2) – компоненти, що викликають утворення смогу і кислотних дощів, негативно впливають на слизову оболонку людини.

Каталітичний нейтралізатор (рис. 5.9) розташований або на приймальній трубі, або одразу за нею у вихлопній системі. У нейтралізаторі для нейтралізації трьох видів шкідливих речовин міститься два різних типи каталізаторів: відновлювальний та окиснювальний. Обидва типи каталізатора виконані у вигляді керамічної структури (блока-носія), покритої металевим каталізатором (зазвичай це платина або її сплав з іридієм, родій та/або паладій).

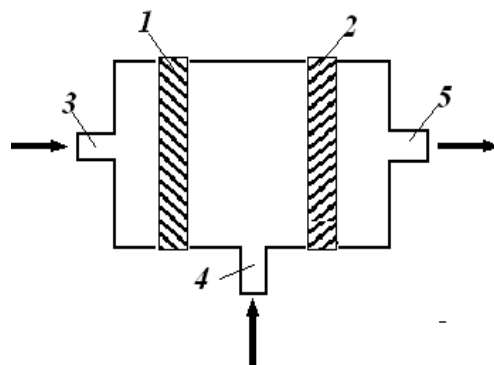


Рисунок 5.9 – Схема двоступінчастого каталітичного нейтралізатора:

- 1 – відновлювальний каталізатор; 2 – окисний каталізатор; 3 – патрубок подачі відпрацьованих газів; 4 – патрубок подачі повітря на окиснення;
- 5 – патрубок виходу очищених газів

Керамічна основа має щільникову структуру, яка забезпечує збільшення площі контакту вихлопних газів із поверхнею, на яку нанесено тонкий шар металу. Недогорілі залишки (CO, вуглеводні) контактуючи з поверхнею каталітичного шару, окислюються повністю киснем, що виділяється рід час реакції відновлення NO, а також частково міститься у вихлопних газах. У результаті реакції виділяється тепло, що розігріває каталізатор і тим самим активується реакція окиснення.

Основною вимогою до успішної роботи каталітичного нейтралізатора є забезпечення стехіометричного співвідношення палива і кисню у паливо-повітряній суміші.

Каталітичні нейтралізатори знижують у відпрацьованих газах вміст CO на 70 – 90 %, C_nH_m – на 50 – 85 %.

Каталітичні перетворювачі дизельних двигунів погано справляються із зменшенням викидів NO_x. Одна з причин полягає у тому, що дизельні двигуни працюють у нижчому температурному режимі, ніж бензинові, а традиційні перетворювачі краще працюють під час нагрівання.

Провідні розробники у автомобілебудуванні пропонують конструкцію нової вихлопної системи із впорскуванням водного розчину сечовини (карбаміду) у вихлопну трубу до того, як гази досягнуть перетворювача. При цьому проходить хімічна реакція за формулою:



У результаті реакції кількість оксидів азоту у вихлопних газах знижується більше ніж на 90 %.

5.2.4 Сажовий фільтр

На легкових автомобілях з дизельним двигуном у складі випускної системи з 2000 року як доповнення до каталітичного перетворювача застосовується сажовий фільтр. Фільтр призначений для зниження викиду часток сажі в атмосферу з відпрацьованими газами, дозволяє домогтися зниження до 99,9 %.

Одним із кращих конструктивних рішень вважається установка фільтрів регенеративного типу. Фільтр (рис. 5.10, а, 5.10, б) – це сотова конструкція з вічками прямокутного перерізу. Матеріал фільтра – пористий кордієрит – має достатню міцність, стійкість до агресивних хімічних речовин, опір до оплавлення і утворення тріщин при теплових впливах, а також термічну стабільність.

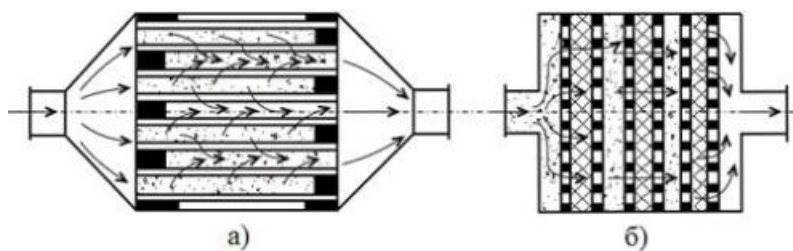


Рисунок 5.10 – Схеми фільтрів-сажовловлювачів з сотовою (а) і багатошаровою (б) насадками

У дизельному двигуні сажа утворюється при неповному згорянні палива. Частинки сажі мають розмір від 10 нм до 1 мкм. У випускній системі фільтр сажі розташовується за каталітичним нейтралізатором. У ряді конструкцій сажовий фільтр об'єднується з каталітичним нейтралізатором окиснювального типу і розташовується відразу за випускним колектором там, де температура відпрацьованих газів є максимальною. Його називають сажовим фільтром з каталітичним покриттям.

З двигуна вихлопні гази надходять у випускну систему, проходять через пористий каталізатор і потрапляють у сажовий фільтр. У металевому корпусі цього елемента конструкції розміщена керамічна фільтрувальна структура з безліччю глухих каналців, крипт. На їхніх стінках і осідають частинки сажі, а інші компоненти в газоподібному стані продовжують шлях по випускній системі, проходячи через матеріал фільтра шляхом дифузії. Це основний режим роботи – фільтрація.

У процесі експлуатації крипти фільтра швидко забиваються сажею. Тому у фільтрах передбачені цикли регенерації.

Процес регенерації можливий тільки в певних умовах: необхідна температура двигуна (не менше 800 °С), швидкість (не менше 80 км/год), час (від 2 хв до 15 хв). Якщо такі умови не виникають, процес так званої спонтанної регенерації неможливий.

Регенерація фільтра полягає в випалюванні накопиченої сажі. Це відбувається за допомогою електричного нагрівального елемента або шляхом уприскування певних порцій палива у випускну систему. Під час регенерації фільтр розігрівається до значної температури (700 °С і більше), тому і можливий тільки у зазначених вище умовах.

СПИСОК РЕКОМЕНДОВАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Екологія міста / Під ред. Ф. В. Стольберга. – Київ : Лібра, 2000. – 464 с. – Існує електрон. версія. (Режим доступу: <http://koha.kname.edu.ua/cgi-bin/koha/orac-ISBDdetail.pl?biblionumber=1559>, вільний).
2. Проценко Г. Д. Метеорологія та кліматологія : навч. посіб. / Г. Д. Проценко ; НПУ імені М. П. Драгоманова. – Київ, 2007. – 265 с. – Існує електрон. версія. (Режим доступу: <chrome-extension://efaidnbmninnibpcjpcglclefindmkaj/http://elcat.pnpu.edu.ua/docs/%D0%9C%D0%B5%D1%82%D0%B5%D0%BE%D1%80%D0%BE%D0%BB%D0%BE%D0%B3%D1%96%D1%8F.pdf>, вільний).
3. Сайт товариства з обмеженою відповідальністю «Софт фонд». [Електрон. ресурс]. – Електрон. текст. дані. – Режим доступу: <http://www.sfund.kiev.ua/ukr/products/ecology.htm#eol%202000h>, вільний (дата звернення: 16.03.2024). – Назва з екрана.
4. Про об'єкти підвищеної небезпеки [Електрон. ресурс] : Закон України від 18.01.2001 р. № 2245-3 – Електрон. дані. – Режим доступу: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2245-14#Text>, вільний (дата звернення: 10.05.2024). – Назва з екрана.
5. Про затвердження Порядку класифікації надзвичайних ситуацій за їх рівнями [Електрон. ресурс]. : Постанова Кабінету Міністрів України від 24.03.2004 № 368. – Електрон. текст. дані. – Режим доступу: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/368-2004-%D0%BF#Text>, вільний (дата звернення: 10.05.2024). – Назва з екрана.
6. Про затвердження методичних рекомендацій «Оцінка ризику для здоров'я населення від забруднення атмосферного повітря» [Електрон. ресурс] : Наказ Міністерства охорони здоров'я України від 17.01.2022 № 89. – Електрон. текст. дані. – Режим доступу: <https://moz.gov.ua/uk/decrees/nakaz-moz-ukraini-vid-17012022--89-pro-zatverdzhennja-metodichnih--rekomendacij-ocinka-riziku-dlja--zdorovja-naselennja-vid-zabrudnennja-atmosfernogo-povitrja>, вільний (дата звернення: 10.05.2024). – Назва з екрана.
7. Методика розрахунку концентрацій в атмосферному повітрі шкідливих речовин, що містяться у викидах підприємств, ОНД-86 [Електрон. ресурс]. – Електрон. текст. дані. – Л. : Гидрометеоиздат, 1986. – 93 с. – Режим доступу: <https://zakon.isu.net.ua/norm/27001-metodika-rozrakhunku-koncentraciy-v-atmosfernomu-povitri-shkidlivikh-rechovin-scho>, вільний (дата звернення 03.05.2024). – Назва з екрана.

8. Про затвердження Порядку визначення величин фонових концентрацій забруднювальних речовин в атмосферному повітрі [Електрон. ресурс] : Наказ Міністерства екології та природних ресурсів України від 30.07.2001 р. № 286. – Електрон. текст. дані. – Режим доступу: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0700-01#Text>, вільний_(дата звернення: 16.03.2024). – Назва з екрана.

9. Природоохоронні технології. Частина I. Захист атмосфери : навч. посіб. / Л. І. Северин, В. Г. Петрук, І. І. Безвозюк, І. В. Васильківський. – Вінниця : ВНТУ, 2012. – 388 с. – Існує електрон. версія. (Режим доступу: https://web.posibnyky.vntu.edu.ua/iebmd/severin_priodoohoronni_tehnologii/index.html, вільний).

Електронне навчальне видання

БЕКЕТОВ Володимир Єгорович

ТЕХНОЛОГІЇ ЗАХИСТУ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ МІСТ

КОНСПЕКТ ЛЕКЦІЙ

(для здобувачів другого (магістерського) рівня вищої освіти всіх форм навчання зі спеціальності 183 – Технології захисту навколишнього середовища)

Відповідальний за випуск *Д. В. Дядін*

Редактор *О. В. Михаленко*

Комп'ютерне верстання *В. Є. Бекетов*

План 2021, поз. 43Л

Підп. до друку 26.06.2024. Формат 60 × 84/16.

Ум. друк. арк. 5,1.

Видавець і виготовлювач:

Харківський національний університет
міського господарства імені О. М. Бекетова,
вул. Маршала Бажанова, 17, Харків, 61002.

Електронна адреса: office@kname.edu.ua

Свідоцтво суб'єкта видавничої справи:

ДК № 5328 від 11.04.2017.