

Міністерство освіти і науки України
Івано-Франківський національний технічний
університет нафти і газу

Принятая дисертация
для зачисления в аспирантуру
внешней кафедры
18.06.13
Борняк Олена Михайлівна

На правах рукопису

БОРНЯК ОЛЕНА МИХАЙЛІВНА



УДК 504.61:622.012(477.86)

**ПІДВИЩЕННЯ РІВНЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ТА
ЕНЕРГОЗБЕРЕЖЕННЯ НА ОБ'ЄКТАХ НАФТОГАЗОВОЇ
ПРОМИСЛОВОСТІ**

21.06.01 – Екологічна безпека

ДИСЕРТАЦІЯ

на здобуття наукового ступеня кандидата технічних наук

Науковий керівник

Шкільний Микола Петрович

кандидат технічних наук, доцент



Івано-Франківськ - 2013

d.501

ЗМІСТ

ВСТУП.....	5
РОЗДІЛ 1 СУЧАСНИЙ СТАН ПРОБЛЕМИ ЗАБРУДНЕННЯ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ ОБ'ЄКТАМИ НАФТОГАЗОВОГО КОМПЛЕКСУ ТА ОСНОВНІ ЗАДАЧІ ДОСЛІДЖЕНЬ.....	12
1.1 Характеристика впливу об'єктів нафтогазового комплексу на екологічну ситуацію в Україні з врахуванням аспектів енергозбереження	13
1.2 Аналіз розсіювання димових газів в атмосферному повітрі	19
1.2.1 Процеси утворення шкідливих речовин за умов згорання вуглеводнів на факельних установках та у двигунах газоперекачувальних агрегатів	20
1.2.2 Аналіз розсіювання шкідливих речовин в приземному шарі атмосферного повітря	27
1.2.3 Аналіз процесів турбулентного змішування димових газів у потоці повітряного середовища	36
1.3 Модернізація систем факельного спалювання некондиційних вуглеводневих сумішей	41
1.4 Постановка задач досліджень	46
РОЗДІЛ 2 ДОСЛІДЖЕННЯ ПРОЦЕСІВ ТУРБУЛЕНТНОЇ ДИФУЗІЇ ДИМОВИХ ГАЗІВ В ПОТОЦІ ПОВІТРЯНОГО СЕРЕДОВИЩА.....	48
2.1 Експериментальні дослідження турбулентного змішування димових газів в потоці повітряного середовища.....	51
2.1.1 Методика проведення експериментальних досліджень турбулентного змішування димових газів в потоці атмосферного повітря...	53
2.1.2 Аналіз результатів експериментальних досліджень турбулентного змішування димових газів в потоці атмосферного повітря.....	59

2.2 Аналітичні дослідження процесів змішування димових газів в повітряному середовищі.....	61
2.2.1 Побудова математичної моделі розподілу концентрації димових газів в потоці повітряного середовища.....	62
2.2.2 Реалізація математичної моделі розподілу концентрації димових газів в потоці повітряного середовища.....	65
2.2.3 Аналіз результатів моделювання та співставлення експериментальних і розрахункових закономірностей турбулентного змішування газів.....	67
2.3 Висновки до розділу 2.....	71
РОЗДІЛ 3 ДОСЛІДЖЕННЯ ПРОЦЕСІВ РОЗСІЮВАННЯ В АТМОСФЕРНОМУ ПОВІТРІ ШКІДЛИВИХ ВИКИДІВ ВІД ФАКЕЛЬНИХ УСТАНОВОК.....	73
3.1 Аналіз методів математичного моделювання розсіювання забруднюючих речовин в атмосферному повітрі.....	74
3.2 Експериментальні дослідження процесів розсіювання димових газів в приземному шарі атмосферного повітря.....	78
3.2.1 Розробка експериментальної установки дослідження процесів розсіювання димових газів в атмосфері.....	79
3.2.2 Методика проведення та обробка результатів експериментальних досліджень процесів розсіювання димових газів в атмосфері.....	93
3.2.3 Математична обробка результатів експериментальних досліджень процесів розсіювання димових газів в атмосфері.....	99
3.3 Розробка та реалізація моделі розповсюдження димових газів в атмосферному повітрі.....	105
3.4 Висновки до розділу 3.....	117

РОЗДІЛ 4 ТЕХНОЛОГІЯ УТИЛІЗАЦІЇ ГАЗОПОДІБНИХ ВУГЛЕВОДНІВ ПРИЗНАЧЕНИХ ДЛЯ СПАЛЮВАННЯ У ФАКЕЛЬНИХ УСТАНОВКАХ.....	118
4.1 Технологія утилізації факельних газів за допомогою рідинно-газових ежекторів для умов ремонтно-випробувальної бази ПАТ “Укрспецтрансгаз”.....	123
4.2 Технологія утилізації факельних газів за допомогою газових ежекторів для умов газопереробних заводів.....	129
4.3 Зменшення вмісту оксидів азоту у викидах газомотокомпресорів.....	137
4.4 Утилізація факельних газів на об’єктах нафто-хімічної промисловості.....	146
4.5 Висновки до розділу 4.....	148
ВИСНОВКИ.....	149
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	151
ДОДАТОК А Результати експериментальних та теоретичних досліджень поздовжньої турбулентної дифузії димових газів у потоці повітряного середовища.....	163
ДОДАТОК Б Результати експериментальних та теоретичних досліджень турбулентного змішування димових газів в атмосферному повітрі.....	172
ДОДАТОК В Результати натурних спостережень та розрахунку забруднення атмосферного повітря викидами ремонтно- випробувального комплексу ПАТ “Укрспецтрансгаз”.....	176
ДОДАТОК Д Метеріали щодо впровадження технології утилізації газоподібних вуглеводнів на виробничо – ремонтному комплексі ПАТ “Укрспецтрансгаз”.....	181

ВСТУП

Актуальність теми. В сучасних достатньо складних для економіки України умовах, що склалися ще під час переходу нашої держави до статусу незалежних, все більш гостро постають питання економії паливно-енергетичних ресурсів (ПЕР) та зменшення неодмінно пов'язаного з їх використанням техногенного навантаження на навколишнє середовище. Україна успадкувала невідгідну для себе структуру енергоспоживання. Принциповою особливістю українського енергетичного господарства є те, що на початку воно було сформоване не як самостійна структура, а у вигляді складової частини, що не може відповідати вимогам незалежної держави. Переважна орієнтація промислового виробництва України на використання природного газу (частка якого в балансі первинних енергоресурсів становить 41 %) стала наслідком того, що сьогодні за рівнем споживання блакитного палива наша країна посідає четверте місце у світі, поступаючись тільки США, Росії та Великобританії. Потреби ж в ньому за рахунок власного видобування забезпечуються лише на 24 %, решту необхідно шукати за межами країни. Проте, невпинне політичне просування нашої держави в напрямку євроатлантичної інтеграції, разом з яким відбувається стрімке зростання цін на енергоресурси до рівня світових, робить процес імпортування палива дедалі складнішим. Разом з тим, ефективність використання енергетичних ресурсів вітчизняними підприємствами, не дивлячись на певні тенденції її зростання, що намітились протягом останніх років, все ще залишається досить низькою. Енерговитрати на одиницю валового внутрішнього продукту у декілька разів перевищують аналогічні показники країн Західної Європи. Тому економічна необхідність збереження енергоресурсів в Україні стає не лише актуальною, але й вкрай необхідною. Забезпечення в умовах дефіциту власних паливно-енергетичних ресурсів зменшення енергоспоживання шляхом енергозаощадження призведе до скорочення обсягів використання енергоносіїв і дасть можливість зекономити значну частку ПЕР, як у натуральному, так і в грошовому

еквіваленті. Україна володіє значним потенціалом енергозбереження, витрати на використання якого значно менші у порівнянні з видобутком чи поставками імпортованого палива. Підвищення енергоефективності вітчизняної промисловості шляхом впровадження енергозберігаючих технологій використання вторинних ресурсів, які як доводить досвід країн Західної Європи, є економічно та екологічно доцільними, дозволить значно зміцнити позиції нашої держави в напрямку виходу з енергетичної залежності.

Нафтогазова промисловість України окрім високої енергоємності характеризується ще й суттєвим негативним впливом на екологічний стан практично усіх компонентів навколишнього середовища, одним з яких є атмосферне повітря. Це пов'язано зі значними, більшою мірою неконтрольованими на належному рівні, обсягами викидів шкідливих речовин. Найбільшу небезпеку створюють джерела забруднення атмосфери пов'язані в першу чергу з процесами спалювання органічного палива. Значна частина підприємств нафтогазової промисловості під час проведення технологічних операцій передбачає скид газів, які не можливо безпосередньо використати у виробничому процесі, у факельні системи з метою подальшого їх спалювання. В результаті втрачаються величезні обсяги дорогоцінної вуглеводневої сировини. Разом з тим, якщо процес спалювання є нерегульованим, в атмосферу потрапляють токсичні продукти неповного згорання, концентрація яких досить часто перевищує гранично допустимі рівні, що вкрай негативно впливає на навколишнє середовище. Отже, впровадження енергоощадних технологій є не тільки актуальним, але й вкрай необхідним завданням. Значний потенціал енергозбереження зосереджений у галузі переробки, транспорту та зберігання вуглеводневих енергоносіїв. В Україні експлуатується п'ять газопереробних заводів і дві установки з переробки газу, підпорядковані ПАТ "Укрнафта", 78 компресорних станцій в системі ПАТ "Укртрансгазу". Тільки одним заводом щорічно на факелах спалюється близько 3500 тон газу. Застосування на таких підприємствах технології утилізації вуглеводневих газів, призначених для спалювання на факельних пристро-

ях, дозволить не тільки одержати істотну економію енергетичних ресурсів шляхом зменшення їх використання, а й заощадити за рахунок зведення до мінімуму збитків, одержаних від забруднення довкілля та шкідливого впливу на людину, що в сьогоденних умовах прогресуючого негативного антропогенного навантаження на навколишнє середовище набуває все більшого значення.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами. Дисертаційна робота виконувалась відповідно до положень “Енергетичної стратегії України на період до 2030 року”, схваленої розпорядженням Кабінету Міністрів України №145-р від 15.03.2006 р.; “Державної цільової економічної програми енергоефективності на 2010-2015 роки”, затвердженої постановою Кабінету Міністрів України №243 від 01.03.2010 р.; згідно з планами науково-дослідної роботи (НДР) НДІНГТ Івано-Франківського національного технічного університету нафти і газу в межах виконання господарсько-договірних тематик: №501/04 “Контроль нормативів гранично-допустимих викидів в атмосферу промисловими майданчиками підприємства ДАТ “Укрспецтрансгаз”, №530/06 “Документи, у яких обґрунтовуються обсяги викидів для отримання дозволу на викиди забруднюючих речовин в атмосферне повітря стаціонарними джерелами для НПС “Долина” філії МН “Дружба” ВАТ “Укртранснафта” та держбюджетної НДР “Вдосконалення технологічних процесів транспортування, зберігання та розподілу нафти, нафтопродуктів і газу”.

Мета і задачі досліджень. Розробка та реалізація науково-технічних рішень, спрямованих на заощадження енергетичних ресурсів та зниження рівня аеротехногенного забруднення навколишнього середовища викидами промислових підприємств нафтогазового комплексу.

Поставлена мета реалізується через вирішення таких задач:

- аналіз процесів утворення токсичних речовин за умов згорання газоподібних вуглеводнів на факельних установках і в двигунах газомотокомпресорів та розсіювання їх викидів в приземному шарі атмосферного повітря;

- встановлення закономірностей турбулентної дифузії димових газів у просторі і часі в процесі поширення хмари викиду;
- виявлення закономірностей формування просторово-часового поля техногенного забруднення атмосфери з урахуванням особливостей ведення виробничих процесів та властивостей шкідливих речовин, що містяться у викидах підприємств нафтогазового комплексу на основі реалізації розробленої математичної моделі розсіювання димових газів;
- розроблення енергоощадної технології раціонального використання некондиційних вуглеводневих сумішей, що спалюються на факельних установках, в паливній системі газоперекачувальних агрегатів з можливістю застосування методів нейтралізації та зниження емісії токсичних речовин вихлопних газів.

Об'єктом досліджень є процеси розповсюдження димових газів в атмосферному повітрі районів розташування виробничих об'єктів підприємств нафтогазового комплексу України.

Предметом досліджень є мінімізація викидів димових газів в атмосферне повітря районів розташування промислових підприємств нафтогазового комплексу України.

Методи дослідження. Для досягнення поставленої в роботі мети були використані такі методи наукових досліджень: фізичне моделювання – для вивчення процесів дифузії в атмосферному повітрі шкідливих речовин, що містяться у продуктах згорання вуглеводневих палив; математичне моделювання – для встановлення аналітичних залежностей розподілу концентрацій та моделі розсіювання в атмосферному повітрі димових газів шляхом стохастичного інтегрального числення та застосування теорії диференціальних рівнянь у частинних похідних; методи статистичного аналізу - для обробки результатів експериментальних досліджень, а також вимірювання (інструментальні дослідження) – для обґрунтування достовірності розрахункових параметрів розсіювання викидів та доцільності використання шумопоглинаючих пристроїв у системі вихлопного тракту га-

зоперекачувальних агрегатів в якості нейтралізатора токсичних компонентів вихлопних газів.

Положення, що захищаються. Закономірності процесів турбулентної дифузії димових газів в атмосфері та раціональне використання енергетичних ресурсів у технологічних процесах нафтогазових об'єктів.

Наукова новизна отриманих результатів. У дисертаційній роботі в результаті проведення експериментальних та теоретичних досліджень:

- знайшли подальший розвиток дослідження дифузії домішок в атмосферному повітрі та вперше встановлені закономірності турбулентного змішування димових газів в потоці повітряного середовища;
- вперше виявлений закономірний взаємозв'язок між коефіцієнтами просторової дифузії димових газів, що дало змогу встановити характер їх розповсюдження у просторі на основі параметрів лінійної дифузії, а також експериментально встановлені функціональні залежності коефіцієнтів турбулентної дифузії димових газів в атмосфері від вітрової активності повітряного середовища;
- знайшло подальший розвиток моделювання аеротехногенного забруднення довкілля, шляхом створення нової стохастичної моделі розповсюдження в атмосферному повітрі димових газів від стаціонарних джерел викиду, яка дозволяє точно описати процес дифузії домішок та врахувати їх фізичні властивості;
- вперше виявлені процеси протікання на внутрішній поверхні глушників гетерогенно-каталітичного відновлення оксидів азоту оксидом вуглецю, що містяться у викидах газомотокопресорів, які призводять до їх нейтралізації та зниження токсичності вихлопу.

Практична цінність отриманих результатів полягає у можливості використання результатів експериментальних та теоретичних досліджень дисертаційної роботи не тільки для умов експлуатації факельних установок, а й для інших стаціонарних точкових джерел викиду димових газів. Розроблені математичні моделі для визначення коефіцієнтів просторової турбулентної дифузії димових газів дозволяють встановити числові значення даних параметрів для

різних метеорологічних умов і реалізувати їх у програмному забезпеченні. Побудована стохастична модель розповсюдження шкідливих домішок в атмосферному повітрі дає змогу з достатньою точністю оцінити масштаби забруднення навколишнього середовища викидами промислових підприємств. Розроблена технологія утилізації некондиційних низьконапірних вуглеводневих сумішей, що спалюються на факельних пристроях, з подальшим їх використанням в якості котельно-пічного палива або для приводу поршневих компресорів, дозволяє значно знизити негативний вплив джерел викиду димових газів на навколишнє середовище і отримати економічний ефект від реалізації утилізованої вторинної сировини. Запропонована технологія буде використана під час проведення реконструкції ремонтно-випробувального комплексу ПАТ “Укрспецтранс”. Обґрунтована, у разі впровадження розробленої технології з подачею утилізованих вуглеводнів в паливну систему газомотокомпресорів, доцільність використання глушників у вихлопному тракті, внаслідок суттєвої ефективності нейтралізації токсичних компонентів у викидах даних агрегатів.

Особистий внесок здобувача. Основні положення та результати дисертаційної роботи отримані автором самостійно. В опублікованих у співавторстві роботах автору належать оцінка сучасного стану аеротехногенного забруднення довкілля викидами технологічних установок промислових підприємств нафтогазового комплексу України; безпосередня участь у проведенні експериментальних досліджень на усіх етапах організації від постановки завдання до аналізу і узагальнення отриманих результатів; встановлення математичних залежностей для визначення коефіцієнтів турбулентної дифузії; розроблення стохастичної моделі розсіювання димових газів в атмосферному повітрі; розроблення технології раціонального використання некондиційних вуглеводневих сумішей, що спалюються на факельних установках; проведення інструментальних замірів концентрацій токсичних компонентів у вихлопі газомотокомпресорів.

Апробація результатів дисертації. Основні наукові положення, викладені у дисертації і результати проведених досліджень доповідалися та обговорювалися на наукових конференціях, засіданнях кафедри та наукових семінарах:

- Міжнародній науково-технічній конференції “Ресурсозберігаючі технології в нафтогазовій енергетиці” “ІФНТУНГ-40” (м. Івано-Франківськ, 2007 р.);
- Міжнародній науково-технічній конференції молодих учених “Техніка і прогресивні технології у нафтогазовій інженерії” (м. Івано-Франківськ, 2008 р.);
- Міжнародній науково-технічній конференції “Нафтогазова енергетика: проблеми та перспективи” (м. Івано-Франківськ, 2009 р.);
- V Міжнародній навчально-науково-практичній конференції «Трубопровідний транспорт-2009» (м. Уфа, 2009).
- VI Міжнародній навчально-науково-практичній конференції «Трубопровідний транспорт-2010» (м. Уфа, 2010).
- Всеукраїнській науково-практичній конференції “Шляхи підвищення ефективної експлуатації трубопровідного транспорту нафти і газу та підготовка кадрів галузі”(м. Івано-Франківськ, 2010 р.);
- Міжнародній науково-технічній конференції “Нафтогазова енергетика - 2011” (м. Івано-Франківськ, 2011 р.);
- Всеукраїнській науково-практичній конференції молодих учених і студентів “Безпека об’єктів нафтогазового комплексу” (м. Івано-Франківськ, 2011 р.);

Уповному обсязі результати досліджень доповідались на засіданнях кафедри безпеки життєдіяльності ІФНТУНГ та науковому семінарі за спеціальністю 21.06.01 – екологічна безпека зазначеного університету.

Публікації. За матеріалами дисертаційної роботи опубліковано 9 наукових праць, а саме: 5 статей у фахових науково-технічних виданнях та 4 тези доповідей у збірниках матеріалів науково-технічних конференцій.

Структура та обсяг роботи. Дисертаційна робота викладена на 187 сторінках друкованого тексту, складається зі вступу, чотирьох розділів, висновків, 38 рисунків, 18 таблиць, переліку використаної літератури зі 131 найменування та 4 додатків, викладених на 25 сторінках.

РОЗДІЛ 1

СУЧАСНИЙ СТАН ПРОБЛЕМИ ЗАБРУДНЕННЯ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ ОБ'ЄКТАМИ НАФТОГАЗОВОГО КОМПЛЕКСУ ТА ОСНОВНІ ЗАДАЧІ ДОСЛІДЖЕНЬ

Сучасний стан забруднення атмосферного повітря викидами антропогенного походження стає однією з найгостріших екологічних та соціальних проблем України. Не дивлячись на те, що використання вуглеводневої сировини (природного газу) у порівнянні з попередніми роками знизилося практично вдвічі (рис.1.1) [1], що продиктовано в основному не впровадженням енергоощадних механізмів, а зниженням темпів нарощування обсягів виробництва внаслідок дефіциту власних енергоносіїв та труднощів імпорту, що виникли на фоні політичних непорозумінь з країнами-постачальниками, тенденції до зменшення техногенного навантаження на довкілля практично не спостерігається.

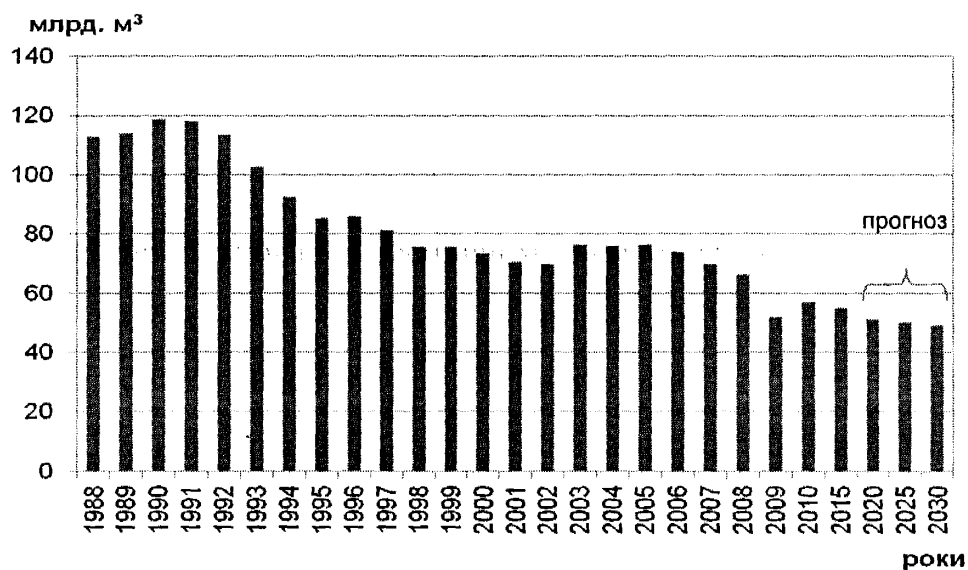


Рисунок 1.1 – Обсяг споживання природного газу в Україні

Щорічно в атмосферу продовжують надходити значні обсяги шкідливих викидів, які негативно впливають як на людину так і оточуюче її середовище, завдають шкоди матеріальним цінностям, наносячи суттєві економічні збитки. Хоча, що на долю природних джерел забруднення (вулканічні виверження, лісові пожежі, пилові бурі тощо) приходиться більше 50 % сполук сірки, 93 % окислів азоту, 10 % оксидів вуглецю та ряд інших шкідливих речовин, однак

найбільшу небезпеку створюють штучні джерела, пов'язані з діяльністю людини, і в першу чергу це стосується процесів згорання органічного палива [2]. Близько 70 % всіх видів забруднення біосфери обумовлено процесам згорання, яким належить одне з перших місць з внесення вкладу в підвищення рівня антропогенного навантаження на навколишнє середовище.

Не зважаючи на те, що в останні роки посилено пропагується пошук і використання нетрадиційних відновлювальних джерел енергії та альтернативних видів палива, більше 80 % енергії, необхідної для нормального функціонування промисловості та побутового сектору нашої країни, отримують в процесі згорання вуглеводневої сировини.

1.1 Характеристика впливу об'єктів нафтогазового комплексу на екологічну ситуацію в Україні з врахуванням аспектів енергозбереження

На сьогодні доля нафти і газу в загальному балансі використання первинних ресурсів України складає 60 % [1]. Пріоритетним енергоресурсом залишається природний газ, частка якого в останні роки сягає 41 % (рис. 1.2).

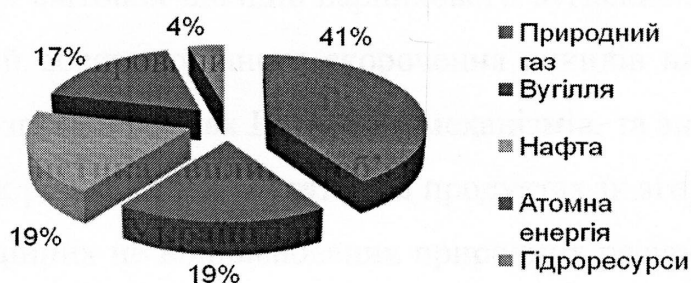


Рисунок 1.2 – Структура споживання первинної енергії в Україні

Об'єкти нафтогазового комплексу (НГК) України, на долю яких припадає суттєве споживання первинної енергії, несуть потенційну небезпеку для навколишнього середовища, особливо з точки зору забруднення атмосферного повітря. Недоліки природокористування, дефіцит коштів на переозброєння виробництва і впровадження прогресивних екологічно безпечних технологій призводять

до безповоротних втрат значної кількості вуглеводневої сировини та неухильного загострення екологічної кризи.

Одними з основних джерел постачання атмосферного повітря продуктами згорання органічного палива є факельні установки підприємств НГК, які на сьогоднішній день використовуються для спалювання некондиційних газоконденсатних сумішей з метою переведення їх в категорію менш токсичних. Такий метод знешкодження факельних газів, як доводить досвід, є малоефективним з точки зору екології і зовсім недоцільним з точки зору економії енергоресурсів. Відповідно до офіційних даних, отриманих на основі космічних спостережень і оприлюднених Всесвітнім банком, який в 2002 році організував Глобальне партнерство зі зменшення спалювання факельних газів (GGFR), загальний обсяг спалювання газу на факельних установках протягом останніх 12 років залишається стабільним - в межах 150-170 млрд. м³ в рік, що складає 30 % використання газу в країнах Євросоюзу, 25 % - в США, 75 % - російського експорту [3, 4].

Потенційна вартість газу, що згорає в факелах щороку складає близько 40 млрд. дол. США. В результаті в атмосферу надходить близько 400 млн.т. вуглекислого газу. Таким чином, з одного боку спалювання факельних газів дає близько 1 % всіх світових викидів парникового вуглекислого газу, що перевищує потенційний обсяг щорічного скорочення викидів наведених в проектах, винесених на розгляд в рамках Кіотських механізмів, та значну кількість інших більш токсичних речовин, що містяться в продуктах їх згорання. З іншого боку - це знищення цінних не відновлюваних природних ресурсів. Отже, спалювання факельних газів залишається важливою проблемою, вирішення якої є одним з пріоритетних завдань нафтогазових компаній в усьому світі.

В результаті зусиль, створених на міжнародних та національних рівнях, практично в усіх країнах першої двадцятки намітилися тенденції до зниження обсягів спалювання. Виключення складає лише 5 країн в тому числі і Росія, де дотепер спостерігається ріст обсягів спалювання факельних газів. За даними російських вчених підприємствами РФ щорічно спалюється близько 20 млрд. м³ факельного газу [3]. Дана проблема стосується і нашої держави, як країни з роз-

винутою інфраструктурою підприємств видобутку, транспорту та переробки вуглеводневих енергоносіїв. Кількість газу, яка у випадку технологічних втрат та аварійних ситуацій може щорічно надходити на факельні пристрої та періодично чи постійно спалюватись за усіма структурними одиницями тільки ПАТ “Укрнафта” оцінюється близько 35 млн. м³. В результаті до атмосферного повітря надходять значні обсяги забруднюючих речовин, які мають негативний вплив на навколишнє середовище безпосередньо, у випадку хімічних перетворень в атмосфері та у разі поєднання з іншими речовинами та шкідливими впливами.

Проблеми забруднення атмосферного повітря продуктами згорання вуглеводневого палива викладені в роботах І.Я. Сигала [2], Г.Н. Лисяного, Л.Ф. Петряшена, Б.Г. Тарасова, Г.Е. Панова [5, 6], Н.С. Торочешникова, А.І. Родіонова [7], Н.Г. Залогіна, Ю.М. Кострикіна [8], А.С. Іссерліна [9], О.О. Попова [10, 11], Д.Ф. Тимківа [12], А.В. Яцишина [13], Г.Б. Варламова [14, 15] та інших. Більшість з них присвячена питанням утворення токсичних речовин у випадку згорання органічного палива в котельних установках, технологічних печах та газотурбінних агрегатах. Питання впливу забруднення навколишнього середовища у випадку факельного згорання газів є недостатньо вивченим і потребує подальших досліджень.

Основними речовинами, що викидаються в повітряний басейн у випадку спалювання газоподібних вуглеводнів на факельних пристроях – це продукти повного згорання (вуглекислий газ, азот, водяні пари), а також речовини, які утворюються в результаті протікання високотемпературних процесів чи хімічної неповноти згорання, а саме окиси вуглецю та азоту, сажа, граничні вуглеводні, 3,4 бензапірен. Останні є значно більш токсичними у порівнянні з продуктами повного згорання, про що свідчать дані таблиці 1.1, деякі з них можуть проявляти канцерогенні властивості [16, 17].

Факельне спалювання поповнює атмосферу газами, які можуть спричинювати парниковий ефект, який головним чином визначається присутністю водяної пари, азоту, озону, кисню, метану, водню та вуглекислого газу [7, 8, 18-21]. Оксид карбону (IV) вважається основним газом у формуванні теплового ефекту Землі.

Не дивлячись на те, що наявність даної речовини в атмосферному повітрі не обмежується санітарно-гігієнічними нормами, останнім часом, в рамках реалізації механізмів Кіотського протоколу, який був ратифікований і Україною зокрема, забрудненню атмосфери вуглекислим газом надається особливе значення [22].

Таблиця 1.1 - Гранично допустимі концентрації деяких шкідливих речовин

Речовина	Хімічна формула	ГДК максимальна разова, мг/м ³	ГДК середньодобова, мг/м ³	Клас небезпеки
Азоту діоксид	NO ₂	0,085	0,04	2
Азоту оксид	NO	0,4	0,06	3
Ангідрид сірчаний	SO ₂	0,5	0,05	3
Бенз(а)пірен	C ₂₀ H ₁₂	-	0,1 мкг/100 м ³	1
Вуглеводні насичені	C _n H _m	1	-	4
Вуглецю оксид	CO	3,0	1,0	4
Озон	O ₃	0,1	0,03	1
Сажа	C	0,15	0,05	3
Сірководень	H ₂ S	0,008	-	2
Формальдегід	HCHO	0,035	0,012	2

Збільшення концентрації вуглекислого газу в атмосферному повітрі підсилює дію так званого парникового ефекту і призводить до зростання середньорічної температури планети [7, 8, 18], що може викликати негативні наслідки пов'язані з таненням льодовиків, підвищенням рівня води в океані, затопленням частини земель. Аналогічною властивістю володіє і озон [7, 19-21]. В приземних умовах озон може утворюватись в результаті протікання під дією сонячного світла фотохімічних реакцій між вуглеводнями та оксидами азоту, що викидаються в атмосферу промисловими установками під час згорання вуглеводневого палива. Дані процеси детально описані в роботах [2, 7]. В результаті протікання даних реакцій поряд з озоном утворюється ряд шкідливих речовин, які негативно впливають на людину, головним чином на органи зору та дихальні шляхи [7].

Боротьба з забрудненнями, обумовленими спалюванням факельних газів, постійно стимулює подальше удосконалення факельних систем, однак на даний час суттєвого покращення екологічного стану довкілля практично не спостерігається. Реалізація повного та бездимного згорання дозволяє суттєво зменшити негативний вплив спалювання вуглеводневих газів на людину та навколишнє

середовище. Цього, зазвичай досягають, змішуючи факельні гази з додатковим повітрям, водяною парою або подаючи розпилену воду. Повнота згорання без подачі пари може бути забезпечена витіканням газу, що скидається на факел, з високою швидкістю і підсмоктуванням повітря. Достатньо розповсюдженим є використання факельних пристроїв, конструкція яких передбачає подачу пари в систему газ-повітря. Однак, як правило, співвідношення газ-повітря не витримують або пару подають з перервами, а деякі підприємства, причому їх є більшість, взагалі не використовують факельні пальники, що забезпечують бездимне спалювання газів. У такому випадку в атмосферне повітря потрапляють забруднюючі речовини, токсична кратність деяких з них, наприклад, сажі досягає досить великих значень [5, 22, 24].

Як відомо, речовини, що містяться у викиді, розповсюджуються у напрямі вітру в межах сектора, обмеженого досить малим кутом розкриття факела в межах виходу з труби. На віддалі від 4 до 20 висот труби (H) факел торкається землі і деформується, це так звана зона перекиду факела викиду, яка характеризується відносно невисоким вмістом шкідливих речовин в приземному шарі, максимальна ж концентрація шкідливих речовин спостерігається на віддалі $(8...40)H$ в зоні максимального забруднення приземного шару, далі йде зона поступового зниження забруднення [25].

За результатами розрахунку концентрацій сажі в атмосферному повітрі у випадку спалювання факельних газів на установках, необладнаних пристроями для бездимного згорання [24], відповідно до методики [26], встановлено, що у разі висоти ствола факела 35 м максимальна концентрація сажі $0,56 \text{ мг/м}^3$ спостерігається на віддалі 8 висот, тобто 280 м від джерела викиду. На віддалі 600 м, тобто поза межами санітарно-захисної зони (розмір якої для підприємств II класу становить 500 м [21]) концентрація складає $0,4 \text{ мг/м}^3$, що майже в 3 рази перевищує гранично допустиму норму.

Сажа є шкідливою та небезпечною речовиною, яка окрім токсичного впливу на організм людини та оточуюче її середовище, володіє ще й властивостями накопичувача канцерогенів, зокрема 3,4-бензапірену ($C_{20}H_{12}$) та інших поліциклі-

чних ароматичних вуглеводнів (ПАВ). Основна кількість ПАВ адсорбується на поверхні частинок сажі розміром менше 200 мкм, здатних проникати в дихальні шляхи людини і викликати утворення злоякісних пухлин [2, 27, 28].

Слід зазначити, що у випадку спалювання факельних газів, як і будь-яких вуглеводнів, спостерігається чітка кореляція процесу погіршення якості згорання і викиду 3,4- бензапірену. Великі кількості його виділяються тільки за умов режимів горіння, що супроводжуються утворенням сажі. Досліди І. А. Шура і співробітників [29] показали, що за якісного спалювання газу концентрація $C_{20}H_{12}$ в продуктах згорання невелика, а в ряді випадків навіть нижча фонового рівня. Умови утворення канцерогенних речовин під час горіння викликає суттєвий інтерес і є темою спеціальних досліджень. Однак, достовірним фактом є те, що утворення даної речовини залежить від режиму горіння, перш за все від кількості кисню і температури.

Недосконалість технологій та конструктивні особливості факельних систем, що експлуатуються підприємствами НГК України, унеможливають забезпечення необхідного контролю та впливу на процеси згорання, внаслідок чого відбувається неорганізоване спалювання газоподібних вуглеводнів та забруднення атмосферного повітря викидами оксидів азоту (NO_x) і окису вуглецю (CO), які з огляду на встановлені величини гранично допустимих концентрацій є надзвичайно шкідливими речовинами. За токсичністю (гранично допустима концентрація NO_2 становить $0,085 \text{ мг/м}^3$ у порівнянні з 5 мг/м^3 для CO), і з врахуванням активної участі у фотохімічних реакціях в атмосфері оксиди азоту не поступаються окису вуглецю. Негативний вплив NO_x на здоров'я людини спостерігається у погіршенні функціональної роботи органів дихання та зору. У великих концентраціях викликають загрозу життю людини. Слід також враховувати і канцерогенну дію NO_2 [2, 30]. У випадку взаємодії канцерогенних вуглеводнів та оксидів азоту синтезуються з'єднання, що діють на генний фонд людини.

Як показують результати досліджень, в продуктах згорання газоподібних вуглеводнів у випадку їх спалювання на факельних установках, особливо конструктивно не підготовлених для забезпечення повноти даного процесу, міститься

величезна кількість шкідливих для навколишнього середовища токсичних речовин, вплив яких є відчутним на значних віддальх від джерел їх утворення. В зв'язку з цим виникає необхідність у вирішенні питань розповсюдження домішок в атмосферному повітрі та проблеми кількісної оцінки розподілу концентрацій шкідливих речовин в просторі з віддаленням від джерела їх викиду.

1.2 Аналіз розсіювання димових газів в атмосферному повітрі

Атмосферне повітря населених пунктів України характеризується незадовільним станом, що обумовлено невиконанням підприємствами у встановлені терміни заходів щодо зниження обсягів викидів до нормативного рівня, низьким темпом впровадження сучасних технологій їх очищення та енергозберігаючих замкнених технологічних процесів. Найбільш несприятливому впливу шкідливих факторів підлягає населення, яке мешкає в межах санітарно-захисних зон виробничих об'єктів та поблизу них. На території України функціонує ряд промислових підприємств від яких не витримана нормативна санітарно-захисна зона до житлової забудови. В зв'язку з цим виникає необхідність виявлення характеру розповсюдження забруднюючих речовин в атмосферному повітрі, визначення розподілу концентрацій в просторово-часовому вимірі та оцінки їх впливу на людину та оточуюче її середовище в районі розташування джерел викиду.

Факельні установки підприємств НГК України, відомі неефективністю спалювання газоподібних вуглеводнів, і є потенційними джерелам викиду токсичних речовин, що містяться в продуктах неповного згорання та протікання високотемпературних процесів окислення молекулярного азоту з утворенням його окислів. Оксиди азоту (в даному випадку NO та NO_2), з огляду на їх властивості, є дуже небезпечними речовинами і мають свої особливості утворення. Слід зазначити, що максимальний вихід оксидів азоту відповідає режиму найбільш ефективного згорання палива. Тому підхід у виборі методів зниження викидів шкідливих речовин, утворених в процесі спалювання факельних газів, повинен бути

комплексним і забезпечувати зниження рівня токсичності викидів реалізацією повного та бездимного згорання зі зменшенням утворення оксидів азоту.

1.2.1 Процеси утворення шкідливих речовин за умов згорання вуглеводнів на факельних установках та у двигунах газоперекачувальних агрегатів

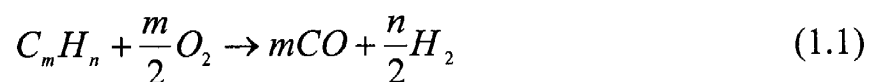
Найбільш токсичними компонентами, що можуть міститися в продуктах згорання газоповітряних сумішей (табл. 1.1) є окис вуглецю, оксиди азоту та канцерогенні речовини (бензапірен, формальдегід). Утворення даних шкідливих домішок залежить не тільки від вмісту і складу окремих компонентів палива, а і в значній мірі визначається обсягами, технологією і режимами спалювання вуглеводневої сировини, тобто такими факторами як способи підготовки газоповітряних сумішей, надлишок повітря, конструктивні особливості та досконалість пристроїв для спалювання, температурні умови і т.д.

Дослідження, що встановлюють зв'язок між умовами спалювання газів та вмістом в продуктах їх згорання шкідливих компонентів викладені в роботах, виконаних Н. Н. Семеновим, Я. Б. Зельдовичем, Д. А. Франк-Каменецьким, Н. В. Лавровим, В. Ф. Копитовим, І. Я. Сигалом, Н. Л. Стаскевичем, Г. П. Коміною, І. А. Щуром, Г.В. Варламовим та іншими [2, 8, 9, 14, 15, 27, 31 - 37].

Відповідно до теорії Я. Б. Зельдовича [32], окислення вуглеводнів метанового ряду, які є основними горючими компонентами факельних газів, під час їх горіння відбувається за радикально-ланцюговою схемою. На одній із стадій проміжним продуктом реакції стає окис вуглецю (СО). Крім того, за умов нестачі кисню можливе утворення в якості проміжних продуктів альдегідів, і зокрема формальдегіду. Більшість вчених вважають, що утворення і вигорання окису вуглецю під час спалювання вуглеводнів відбувається постадійно: на початковій ділянці вигорання вуглеводнів йде накопичення СО, а потім відбувається його доокислення вздовж камери згорання чи факела. Автори робіт [2, 32, 33] відмічають, що під час згорання вуглеводні проходять стадії послідовних перетворень, включаючи схему метан – формальдегід - окис вуглецю - вуглекислий газ. Крім промі-

кних продуктів реакції, куди входять альдегіди і окис вуглецю, в продуктах горіння можуть знаходитись і продукти термічного розкладання та конверсії, зокрема вуглець і водень.

У разі недостатньої кількості повітря інтегральний процес горіння вуглеводнів може бути описаний сумарною реакцією [27]



Спалювання попередньо підготовлених сумішей з суттєвим надлишком повітря супроводжується збільшенням кількості окису вуглецю внаслідок охолодження зони горіння надлишковим повітрям, яке не бере участі в процесі. За даними [2, 27, 33] оптимальна величина коефіцієнта надлишку повітря під час спалювання попередньо підготовленої газоповітряної суміші знаходиться в межах 1,05-1,1. Неякісне змішування повітря та газу призводить до згорання вуглеводнів з локальною нестачею окислювача, що також сприяє підвищенню концентрації CO у викиді.

Основною реакцією, за якою відбувається вигорання окису вуглецю, є реакція з гідроксидом



Тому додавання пари чи води, які збільшують вихід радикальної групи OH, сприяють зниженню вмісту CO [2].

Таким чином, на основі проведеного аналізу робіт [2, 27, 28, 29, 33], найбільш ефективним способом зниження викиду окислів вуглецю є реалізація регульованих процесів спалювання, які дозволяють забезпечити максимальну повноту згорання газоподібних вуглеводнів і у разі необхідності застосувати каталітичне очищення залишків шкідливих компонентів.

У випадку неповного згорання вуглеводневого палива окрім окису вуглецю, можуть утворюватись канцерогенні речовини, носіями яких є поліциклічні з'єднання типу бензапірен. Якщо ж температура буде високою, а підведення

кисню недостатнім, то ці речовини частково піддаватимуться подальшому термічному розкладанню до водню і сажі, частково абсорбуватимуться сажею або безпосередньо надходять до продуктів згорання [27-29]. Отже, кількість $C_{20}H_{12}$, як і у випадку утворення окису вуглецю, залежить від режиму горіння та конструктивних особливостей пристроїв для спалювання газів і може бути зменшена або ліквідована шляхом забезпечення повного згорання регульованими процесами чи використанням каталізаторів.

Технологічні об'єкти пов'язані зі спалюванням вуглеводневої сировини, будь-то факельні установки чи газоперекачувальні агрегати, є потужними джерелами забруднення атмосферного повітря окислами азоту. Більше 95 % від загальної кількості викидів оксидів азоту (51 млн.т/рік) викидається в атмосферу з продуктами згорання рідкого та газоподібного палива [2].

Умови утворення оксидів азоту під час згорання вуглеводневих палив характеризуються досить складною хімічною кінетикою, пов'язаною з процесами тепломасообміну, і на сьогоднішній день все ще залишаються недостатньо вивченими. В більшості наукових публікацій в якості основної моделі утворення NO приймалася “термічна” схема, детально розроблена в роботах Я. Б. Зельдовича [32]. Відповідно до теорії Зельдовича вихід NO визначається реакцією високотемпературного окислення молекулярного азоту, яка протікає ланцюговим механізмом через атомарний кисень.

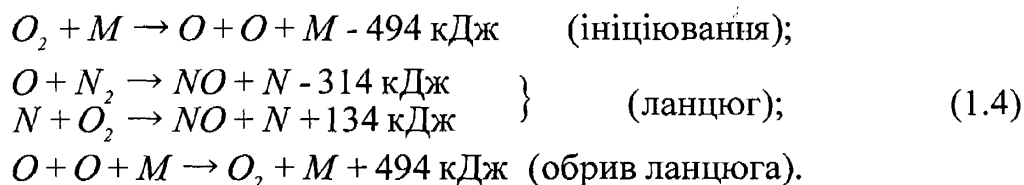
Рядом досліджень останніх років поряд з “термічною” схемою були встановлені інші механізми утворення оксидів азоту в зоні горіння вуглеводневих палив, а саме “швидкий” та “паливний”, які за певних умов можуть мати вплив на загальний вміст NO у продуктах згорання [2, 34].

Враховуючи достатньо високий температурний режим та умови згорання вуглеводневих палив у двигунах газомотокомпресорів та на факельних установках, можна зробити висновок, що переважаючим механізмом утворення оксидів азоту в обох випадках є “термічний”, проте у разі факельного спалювання процес протікає ще й за “швидким” механізмом, вплив якого на загальний вміст оксидів азоту у продуктах згорання неодмінно повинен бути врахований.

За “термічною” схемою оксиди азоту утворюються в результаті дисоціації молекул азоту та кисню повітря на атоми і радикали з подальшим окисненням молекул азоту в монооксид. Вихід “термічних” NO залежить від температури. Формальна кінетика ланцюгової реакції окислення атмосферного азоту вільним киснем під час згорання може бути наведена у вигляді рівняння [2]



Провідними вченими, зокрема Андерсоном Р., Зельдовичем Я.Б., розроблена ланцюгова схема окислення азоту, в якій активну роль відіграють вільні атоми кисню та азоту [32]



Концентрація атомарного кисню лишається незмінною, а швидкість процесу визначається першою схемою у ланцюгу. Реакція окислення азоту ендотермічна і має велику енергію активації, тому значне утворення NO можливе лише у випадку високих температур, що властиво високотемпературним зонам полум'я факельних установок, а також силових циліндрів газомотокомпресорів. Відповідно до [2, 35] вирішальний вплив на утворення “термічних” NO має максимальна температура і час преребігу реакції утворення оксидів азоту. Час реакції менший за період встановлення рівноважної концентрації, тому вміст утворених в зоні горіння оксидів азоту завжди нижчий рівноважних значень.

Концентрація оксидів азоту лінійно зростає зі збільшенням концентрації атомарного кисню і експотенціально зі збільшенням температури (рис.1.3).

У разі недостатнього молекулярного змішування суміші паливо-окислювач, що має місце під час згорання вуглеводнів у двигунах ГМК та факельних установках, зростання виходу оксидів азоту зі збільшенням коефіцієнта надлишку

повітря спостерігається до $\alpha \approx 1,2$ (рис. 1.3), з максимальними значеннями в діапазоні α від 1,05 до 1,2.

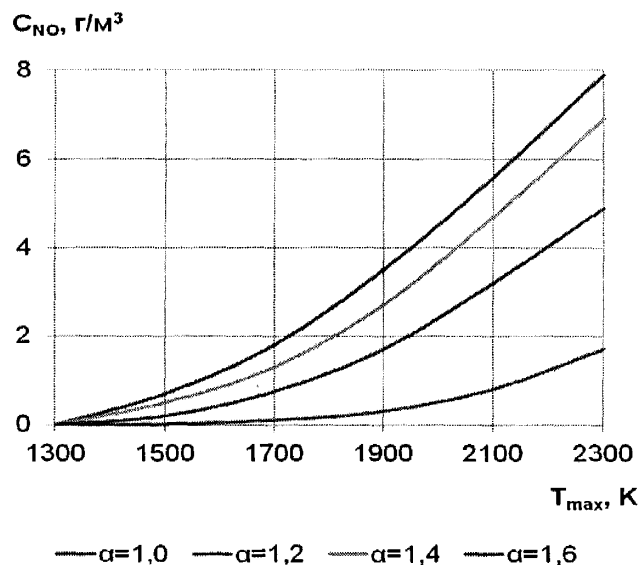


Рисунок 1.3 – Рівноважні концентрації NO в продуктах згорання вуглеводневого газу за умов різних температур в зоні горіння

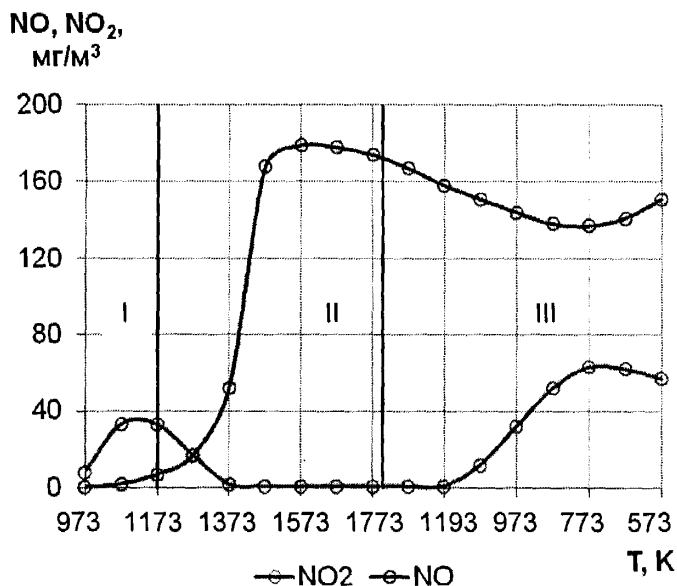
Тривалий час вважалося, що оксиди азоту утворюються в процесах горіння у вигляді монооксиду азоту і тільки після виходу з димової труби доокислюються до діоксиду. Однак рядом досліджень [2, 35] було встановлено наявність діоксидів азоту у передполум'яній зоні (рис. 1.4). Разом з тим, у фронті полум'я NO₂ не були зафіксованими, що можна пояснити розкладанням діоксиду азоту в ході реакції



Детальне експериментальне дослідження, виконане А. І. Сигалом [2], дозволило одержати дані щодо утворення NO₂ у зонах перед полум'ям і поза ним і встановити взаємозв'язок умов утворення діоксиду азоту з процесом доокислення NO в NO₂ в зонах догорання. На рисунку 1.4 наведені усереднені концентрації оксиду і діоксиду азоту в ламінарном полум'ї вуглеводневого газу.

Дослідженнями було встановлено, що з двох найбільш ймовірних окислювачів NO у NO₂ (атомарний кисень і пероксидний радикал - NO₂) практичне

значення має лише NO_2 . Пероксидний радикал утворюється в значних кількостях у полум'ї вуглеводнів в зоні зникнення атомарного водню [35-37].



I – передполум'яна зона; II – фронт полум'я;
III – зона охолодження продуктів згорання

Рисунок 1.4 - Утворення оксиду та діоксиду азоту в ламінарному полум'ї вуглеводневого газу

Тому концентрація діоксиду азоту визначається не тільки температурою в зоні горіння, від якої залежить утворення NO , але і темпом охолодження продуктів згорання, від чого залежить процес перетворення монооксиду в діоксид. Джерелом атомарного водню, необхідного для утворення пероксидного радикалу в області температур 900-1000 К може бути реакція догорання оксиду вуглецю.

Проведений аналіз утворення оксидів азоту у продуктах згорання вуглеводневого палива дає можливість зробити такі висновки:

- вміст діоксиду азоту у продуктах згорання вуглеводневих газів збільшується у разі швидкого темпу їх охолодження та за умов підвищеного коефіцієнта надлишку повітря, що має місце у силових циліндрах ГМК;

- за умов високих температур, властивих процесам згорання вуглеводневих газів як в двигунах ГМК так і на факельних установках, та наявності вільного кисню достатньо активно протікає реакція синтезу оксидів азоту в результаті взаємодії азоту та кисню;

- з підвищенням температури та надлишку повітря в зоні горіння вихід оксидів азоту зростає;
- в процесі горіння вуглеводневих палив утворюються не тільки оксиди азоту, але й диоксиди, хоча й у значно менших концентраціях (рис. 1.4);
- на виході димової чи вихлопної труб в атмосферу основна частина оксидів азоту переходить у диоксид азоту за двома основними реакціями: у разі високих концентрацій в корені факела, в результаті доокислення киснем; у випадку низьких концентрацій, в результаті окислення атмосферним озоном. Реакція окислення атмосферним озоном протікає значно швидше, а тому є переважаючою і визначає перехід оксиду в диоксид азоту в атмосферному повітрі. Таким чином, вміст NO_2 в зоні впливу димового факела складатиметься з таких компонентів [2]

$$NO_2 = NO_2^a / \varphi + NO_2^{O_2} + NO_2^{O_3} + NO_2^\phi, \quad (1.6)$$

де NO_2^a - вміст NO_2 в димових газах;

φ - коефіцієнт розведення;

$NO_2^{O_2}$ - кількість NO_2 , утвореного в результаті окислення NO молекулярним киснем;

$NO_2^{O_3}$ - кількість NO_2 , утвореного в результаті окислення NO атмосферним озоном;

NO_2^ϕ - фоновий вміст диоксиду азоту у повітрі.

Закономірності утворення шкідливих речовин в продуктах згорання промислових установок неодмінно впливають на величину та токсичність викиду, і обов'язково повинні враховуватись під час розроблення заходів, спрямованих на зниження їх емісії в атмосферне повітря.

Аналіз процесів утворення шкідливих речовин під час згорання вуглеводневих газів дає можливість стверджувати, що найбільш ймовірна ефективна реалізація існуючих методів зниження їх кількісної емісії можлива лише за умов регульованого спалювання, яке б дозволило оптимізувати режими роботи техно-

логічного обладнання з метою усунення хімічної неповноти процесів згорання та використати технологію нейтралізації оксидів азоту. Зрозуміло, що досягнути повного згорання та мінімального виходу NO_x за умов спалювання на факельних установках практично неможливо. Сучасні факельні технології та удосконалені пристрої для спалювання дозволяють лише частково наблизитися до необхідного ефекту зниження забруднення атмосферного повітря. Крім того, втрачається велика кількість вуглеводневої сировини. Ефективність використання первинних енергетичних ресурсів та ліквідація викидів шкідливих речовин, що містяться в продуктах їх згорання, можлива за рахунок розроблення технології утилізації факельних газів з подальшим їх використанням в якості палива для газомотокмпресорних агрегатів (ГМК) [24]. Згорання палива в силових циліндрах ГМК також супроводжується викидом димових чи вихлопних газів, однак склад та вміст їх компонентів суттєво відрізняється від викидів, утворених у разі факельного спалювання. Крім того, конструктивні особливості агрегату дозволяють застосувати методи зниження емісії оксидів азоту. В контексті поставленого питання зосереджені дослідження даної дисертаційної роботи.

1.2.2 Аналіз розсіювання шкідливих речовин в приземному шарі атмосферного повітря

Питання розповсюдження домішок в атмосфері відносяться до області атмосферної дифузії. Розсіювання викидів в атмосфері є складним процесом і залежить від багатьох взаємопов'язаних факторів: фізико-хімічних властивостей речовин, що викидаються, типу джерела забруднення, метеорологічних умов, характеристики місцевості (топографічні особливості) та ін.

Проблемами дифузії домішок в атмосферному повітрі займалися багато вітчизняних та закордонних вчених, зокрема Г. Тейлор, В. Шмідт, О. Робертс, О. Сеттон, Т. Гілберт, Ц. Міллер та багато інших. Особливий внесок в розвиток наукових досліджень даного спрямування був зроблений співробітниками Головної геофізичної обсерваторії (ГГО) ім. Воейкова М.Є. Берляндом,

А.Н. Колмогоровим, Н.Л. Бизовою, Д.Л. Лайхтманом, А.М. Обуховим та ін. Подальші дослідження процесів розсіювання шкідливих домішок в атмосферному повітрі відображені в роботах вітчизняних вчених М.М. Беляєва, С.Н. Степаненко, В.Г. Волошина, Д.Ф.Тимківа, Я.М. Семчука, Л.Д. Пляцука, В.М. Шмандія, А.В. Яцишина та інших [10-13,38-52].

На сьогоднішній день запропонована значна кількість аналітичних методів розрахунку, що пов'язують розсіювання викидів з окремими з вищезгаданих факторів. Тому необхідним є подальший розвиток розроблення математичних моделей атмосферної дифузії з метою оцінки розсіювання шкідливих речовин від джерел їх викиду.

Вплив того чи іншого технологічного об'єкту на довкілля оцінюється за ступенем його потенційної небезпеки та інтенсивністю розсіювання шкідливих речовин, важливу роль в процесі якого відграють метеорологічні фактори. Найбільш визначальними є швидкість, профіль напрямку вітру та термічна стійкість атмосфери, які мають важливе значення під час встановлення оцінки можливої небезпеки газового викиду і повинні бути враховані у визначенні розподілу концентрацій шкідливих речовин в приземному шарі атмосферного повітря [38].

Питання забруднення атмосферного повітря промисловими викидами, що розглядаються в контексті створення безпечних умов праці та життя населення, а також охорони навколишнього середовища, є однією з прикладних проблем теорії атмосферної дифузії. Вирішальним фактором у розробленні ефективних систем попередження можливих негативних наслідків, пов'язаних з газовими викидами є результати розрахунку концентрацій шкідливих речовин в повітрі за несприятливих для розсіювання метеорологічних умов.

Атмосферна дифузія є складним і багатофакторним процесом. Процеси розповсюдження домішок в атмосферному повітрі характеризуються двома видами дифузії: молекулярною, пов'язаною з випадковим і хаотичним рухом молекул та турбулентною, обумовленою вихровим полем атмосфери. Більшість вчених стверджують, що інтенсивність турбулентної дифузії навіть в порівняно спокійному повітрі суттєво переважає інтенсивність молекулярної дифузії. Оскільки

ки різниця у швидкостях руху є досить суттєвою, тому у більшості прикладних задач атмосферної дифузії молекулярними процесами можна знехтувати. Важливу роль відіграє і той факт, що на відміну від молекулярної дифузії турбулентний обмін в атмосфері, як правило, є анізотропним. Дифузійне перенесення речовин відбувається з областей з більш високими концентраціями домішок в області понижених їх значень (частково навіть на зустріч вітру).

Внаслідок складності та взаємозв'язку явищ, що впливають на атмосферну дифузію, на сьогоднішній день не існує моделі, яка б дозволила враховувати всі характерні особливості цієї складної проблеми. Тому виникає необхідність у продовженні робіт, спрямованих на удосконалення існуючих методик розрахунку розповсюдження шкідливих домішок в приземному шарі атмосферного повітря з урахуванням регіональних умов та особливостей джерел їх викиду.

Перша теорія дифузії домішок в атмосферному повітря була створена Г.І. Тейлором у 1915 р. та В. Шмідтом в 1917 р., які запропонували для опису процесу диференціальне рівняння виду [39]

$$\frac{dC}{dt} + u \frac{dC}{dx} = \frac{d}{dx} \left(K_x \frac{dC}{dx} \right) + \frac{d}{dy} \left(K_y \frac{dC}{dy} \right) + \frac{d}{dz} \left(K_z \frac{dC}{dz} \right), \quad (1.7)$$

де C – масова концентрація домішки;

x, y, z – система прямокутних координат, в якій вісь X співпадає з напрямком вітру, а вісь Z є вертикальною;

u – швидкість вітру;

K_x, K_y, K_z – коефіцієнти турбулентної дифузії в напрямку осей x, y, z відповідно.

Рівняння (1.7), граничні умови якого мають вигляд

$$\frac{C}{t} \leq 0; \quad \frac{C}{x^2} + y^2 + z^2 \rightarrow \infty = 0, \quad (1.8)$$

відображає закон збереження маси і основане на припущенні аналогії процесів молекулярної і турбулентної дифузії.

У 1923 р. О.Ф.Т. Робертс отримав рішення даного рівняння. Однак вже перші експериментальні дослідження атмосферної дифузії, проведені в Портоні (Великобританія), виявили суттєві розбіжності з теоретичними результатами, що засвідчило наявність відмінностей між турбулентною і молекулярною дифузією. З метою отримання формул, які б достатньо узгоджувалися з експериментальними даними, почали встановлювати функціональні залежності для коефіцієнтів турбулентної дифузії.

Сеттоном О.Г. була розроблена модель розсіювання домішок, заснована на статистичній теорії турбулентності. Використовуючи теорему Г.І. Тейлора щодо поведінки частинок в ізотропному турбулентному потоці, і припускаючи, що розподіл концентрацій у хмарі співпадає з нормальним розподілом Гауса, Сеттон отримав рівняння для стаціонарного точкового джерела [40].

У подальшому теорії розсіювання отримала розвиток в основному за двома напрямками: рішення, отримані з рівняння турбулентної дифузії з змінними коефіцієнтами і рішення, отримані на основі статистичної теорії.

На сьогоднішній день у світовій практиці найбільш широкого використання набули дві методика, рекомендовані для розрахунку розсіювання домішок в атмосфері: стандартна методика ОНД-86, розроблена ГГО ім. Воейкова Госкомгідромету та методика Пасквіла, Гіффорда і Міда, рекомендована Всесвітньою метеорологічною організацією.

Методика Пасквіла, Гіффорда і Міда базується на Гаусівській моделі, яка широко використовується для оцінки зміни концентрації домішок в просторово-часовому вимірі. Популярність моделей Гауса забезпечена їх достатньою простотою у використанні, які дають рішення задач розсіювання в одному, двох та трьох вимірах. Основним припущенням даних моделей є те, що нелінійна турбулентність в атмосфері подається у формі лінійного розсіювання. Методика Пасквіла розглядає три види точкових джерел, відмінних за тривалістю дії: миттєвий, безперервний протягом невеликого періоду часу та постійно діючий. Концентрація домішок у випадку викиду шкідливих речовин з миттєвого точкового джерела відповідно до Гаусівської моделі визначається за виразом

$$q(x, y, z, t) = \frac{Q}{(2\pi)^{\frac{3}{2}} \sigma_x \sigma_y \sigma_z} \exp \left\{ - \left[\frac{(x - ut)^2}{2\sigma_x^2} + \frac{(y - vt)^2}{2\sigma_y^2} + \frac{(z - wt)^2}{2\sigma_z^2} \right] \right\}, \quad (1.8)$$

де q - концентрація домішки;

Q - кількість шкідливої речовини, що виділяється джерелом в момент часу t ;

x, y, z - координати руху газової хмари;

u, v, w - середнє значення швидкостей вітру по осях x, y, z в момент часу t ;

$\sigma_x, \sigma_y, \sigma_z$ - дисперсії розподілу концентрації в напрямку осей координат (визначаються експериментально або з номограм [41, 42]).

Основні умови використання моделі (1.8) пов'язані з достатньою визначеністю поля вітру. У тих випадках, коли складові швидкості вітру v і w є незначними, ними можна знехтувати, і тоді модель приймає спрощений вигляд. До недоліків моделі слід віднести необхідність наявності великої кількості метеоданих (вимірювання складових швидкостей вітру за напрямком осей координат не завжди є можливим), значні труднощі виникають у визначенні початкової висоти центра ваги газової хмари. Суттєвим недоліком є також і те, що визначені концентрації шкідливих речовин за цією методикою за зауваженнями самих авторів (Пасквіла, Гіффорда і Міда) у випадку екстремальних категорій стійкості атмосфери і у випадку різних географічних районів, можуть мати досить великі похибки.

Для визначення концентрації домішок під час викиду з точкового джерела, що діє безперервно протягом незначного періоду часу (від 20 хв до кількох годин) може бути використане рівняння

$$q(x, y, z) = \frac{Q}{\pi \sigma_x \sigma_y u} \exp \left\{ - \left[\frac{y^2}{2\sigma_y^2} + \frac{z^2}{2\sigma_z^2} \right] \right\}. \quad (1.9)$$

У випадку визначення концентрації в осьовому напрямі вітру рівняння (1.9) набуває вигляду

$$q(x, 0, 0) = \frac{Q}{\pi \sigma_x \sigma_y u}. \quad (1.10)$$

За умов використання даних моделей значення σ_y та σ_z будуть дещо вищі, ніж відповідні значення для миттєвого джерела внаслідок можливої зміни вісі газового потоку у разі тривалого викиду шкідливих речовин. Значення σ_y та σ_z можуть бути визначені за номограмами [41].

Для визначення концентрації домішок від постійно діючого висотного точкового джерела може бути використане рівняння

$$q(x, y, z) = \frac{Q}{2\pi\sigma_y\sigma_z} \exp\left\{-\left[\frac{y^2}{2\sigma_y^2} + \frac{H^2}{2\sigma_z^2}\right]\right\}, \quad (1.11)$$

де H - висота джерела газових викидів.

Основною перевагою моделей (1.9)-(1.11) є їх простота та можливість визначення концентрацій шкідливих речовин за незначною кількістю експериментально визначених даних. Автори роботи [43] стверджують, що дані моделі можуть бути використаними в 70 % метеорологічних ситуацій. Найбільш ефективним є використання моделі (1.11) для джерел висотою не більше 100-200 м. Максимальна віддаль, для якої може бути прогнозована величина концентрацій шкідливих речовин в атмосферному повітрі складає близько 200 км. Найбільші складності у випадку використання моделей (1.9)-(1.11) виникають за умов малих швидкостей вітру (менше 1,5 м/с). Точність прогнозу за такими моделями також невелика внаслідок значних припущень, прийнятих під час їх побудови.

Таким чином, дані моделі дають задовільні результати тільки для зазначених вище умов, за інших обставин ці рівняння дають похибку до 100-200 %. Даний факт стримує використання розглянутих моделей для вирішення практичних задач розсіювання шкідливих речовин від підприємств НГК.

В основу методики Сеттона для визначення концентрації шкідливих речовин покладене використання формул, отриманих на статистичній основі. Методика встановлює зв'язок концентрації домішок з вертикальним градієнтом

швидкості вітру і шорсткістю земної поверхні на відміну від методики Пасквілла, де визначення концентрації пов'язане з флуктуацією напрямку вітру і його середньою швидкістю.

Для визначення концентрації домішок від наземного точкового джерела Сеттоном запропонована формула

$$q(x, y, z) = \frac{2Q}{\pi C_y C_z U_x^{2-n}} \exp\left(-\frac{y^2}{C_y^2 x^{2-n}}\right) \exp\left(-\frac{z^2}{C_z^2 x^{2-n}}\right), \quad (1.12)$$

де C_y і C_z - коефіцієнти турбулентної дифузії Сеттона [40];

n - параметр термічної стійкості атмосфери.

До недоліків моделі, що обмежують область її використання, слід віднести те, що вона дозволяє визначити тільки миттєві (тобто усереднені за 2-3 хв) концентрації домішок і тільки для умов нейтральної категорії стійкості атмосфери на віддальх від джерела забруднення до 10 км.

Пізніше Сеттоном були запропоновані різновиди моделі (1.12), які можна було використовувати для визначення концентрацій шкідливих речовин від висотного джерела. Теорія Сеттона розвивалася у роботах Крамера Х.Е., Пасквілла Ф., Андреевої П.І., Хайкіної А.Е. та ін.

У роботі [44] для визначення концентрації домішок від миттєвого джерела запропонована модель виду

$$q(x, y, z, t) = \frac{Q'}{4(\pi)^{\frac{3}{2}} \sqrt{K_x K_y K_z}} \exp\left(-\frac{(x-Ut)^2}{4K_x t} - \frac{y^2}{4K_y t}\right), \quad (1.13)$$

де Q' - потужність джерела, яка визначає загальну кількість домішки, що надходить до атмосфери у початковий момент часу $t = 0$.

Обмеженість використання (1.13) пов'язана зі складністю встановлення коефіцієнтів змішування, наближений підхід до визначення яких розрахунковим методом наведений в [44]. Однак формула (1.13) дуже чутлива до зміни

множника $\sqrt{K_x K_y K_z}$ і тому значення концентрацій, визначені за нею, можуть мати похибку у кілька разів навіть у разі визначення коефіцієнтів K_x, K_y, K_z з точністю до 0,1-0,2 м²/с.

Багаточисельними дослідженнями встановлено, що у випадку висотних джерел розрахункові значення концентрацій суттєво вищі експериментально вимірних. Наприклад, за формулами Сеттона та їх модифікаціями розрахункові значення більше ніж у два рази перевищують дослідні [44, 45]. Результати досліджень, наведені в роботі [46], свідчать про те, що величини концентрацій, визначені за методикою Пасквіла є у кілька разів завищеними відносно експериментально вимірних значень, особливо з віддаленням від джерела викиду. Даний факт має надзвичайно важливе значення у випадку оцінки ступеня забруднення атмосфери об'єктами НГК, які розташовуються на достатньо великих територіях. Суттєва похибка розрахункових концентрацій може призвести до невиправданих затрат, пов'язаних з організацією санітарно-захисних зон і вибором природоохоронних заходів. Специфіка і особливості об'єктів НГК потребують більш високої точності результатів розрахунку ніж можуть дати розглянуті методики. Підвищення точності таких розрахункових моделей можливе шляхом використання емпіричних величин, встановлених на основі проведення експериментальних досліджень.

В роботі [47] обґрунтовується необхідність урахування статистичного характеру процесів розсіювання шкідливих домішок в атмосферному повітрі під час його моделювання. Авторами запропоновані рішення ряду практичних задач розповсюдження забруднень у приземному шарі атмосфери з використанням встановлених функцій щільності ймовірності концентрації домішок. Теоретичні основи, викладені в роботі, передбачають введення експериментально встановлених коефіцієнтів турбулентної дифузії.

На основі проведених теоретичних досліджень авторами робіт [48-50] знайдене фундаментальне рішення узагальненого напівемпіричного рівняння тур-

булентної дифузії, яке враховує взаємодію складових коефіцієнта дифузії і швидкості вітру у напрямку осей x , y , z декартової системи координат, що дозволяє отримати просторове поле концентрацій за будь-яких термодинамічних станів атмосфери і швидкостях вітру. За певних умов отримане рівняння може бути приведене до виду запропонованих раніше гаусових моделей розсіювання (GDM). Однак, коефіцієнти горизонтальної дифузії апіорі приймаються однаковими. Крім того, модель не враховує фізичних властивостей речовин, що містяться у викидах промислових підприємств.

Враховуючи змінний характер турбулентної дифузії, для моделювання явищ розсіювання шкідливих речовин в атмосферному повітрі, доцільно застосовувати стохастичний підхід. У роботах [51, 52] наводиться розв'язок рівняння поширення домішок у приземному шарі атмосферного повітря у вигляді функції випадкових аргументів. Збурюючі фактори розглянуті як система випадкових величин з відомою щільністю розподілу, одержаної на підставі обробки статистичних даних. Модель враховує основні характерні особливості процесів розсіювання, однак властивості речовин враховані тільки коефіцієнтом осідання, що спрощує розв'язок, однак впливає на точність розрахунку величин приземних концентрацій.

Авторами робіт [10, 11, 13] пропонується проводити визначення середнього рівня забруднення атмосфери викидами промислових підприємств за певний довготривалий період часу за допомогою стохастичної моделі, створеної на основі офіційної моделі МАГАТЕ (модель гаусового типу). Запропонована методика враховує імовірнісні розподіли напрямку та швидкості вітру, а також випадковість стану атмосфери. В ній застосовані параметри горизонтальної та вертикальної дисперсії, хоча останніми дослідженнями рекомендується в якості дифузійних характеристик використовувати складові коефіцієнта турбулентної дифузії [15, 48-50].

Методики і розрахункові формули пов'язують зміни концентрації з метеорологічними умовами, параметрами атмосферної дифузії, стійкості атмосфери і

характеру підстильної поверхні. Залежність концентрації домішок від метеоумов суттєво пов'язана з урахуванням коефіцієнтів змішування газових викидів в повітряному середовищі, як найважливіших характеристичних її параметрів. Дифузійні коефіцієнти набувають надзвичайно складного характеру розподілу в нижньому шарі атмосфери за умов її різної стійкості, змінного профілю вітру і т.д. Отже, експериментальне визначення коефіцієнтів змішування можливе лише за умов певних припущень. Встановлення параметрів дифузії, необхідних для побудови моделі розсіювання шкідливих домішок в атмосферному повітрі може базуватися на досвіді експериментальних досліджень з питань турбулентного змішування газів в трубопровідних системах.

1.2.3 Аналіз процесів турбулентного змішування димових газів у потоці повітряного середовища

Дослідження процесів турбулентного змішування газів та рідин (в основному різносортних нафт та нафтопродуктів) під час їх руху трубопроводом, відноситься до важливих задач, які мають теоретичне та прикладне значення і привертають увагу багатьох вчених.

Одним з найважливіших розрахункових параметрів змішування є ефективний коефіцієнт турбулентної дифузії, який функціонально залежить від параметрів потоку, фізичних властивостей транспортованих речовин, розподілу концентрацій. Для визначення коефіцієнта дифузії використовується ряд формул емпіричного та напівемпіричного характеру, область використання яких обмежена. Чіткої залежності, яка б відображала функціональний взаємозв'язок усіх основних параметрів, що впливають на процес сумішоутворення, поки що не має, хоча в даному напрямку продовжують проводитися дослідження.

Теорія послідовного руху рідин викладена в ряді робіт Г. Тейлора, В. Шмідта, Ф. Сьенітцера, Дж. Давідсона, В. Марона, М. Нечваля, В. Яблонського, М. Лурье, П. Тугунова та ін. [53 - 66].

В роботі [54] запропонована, виведена на основі експериментальних даних, емпірична формула для визначення коефіцієнта дифузії, який залежить від відношення густин продуктів. Проте, досліди, проведені Фоулером і Броуном [55], доводять, що густини продуктів мають вплив на турбулентне змішування тільки у випадку малих швидкостей руху, зі збільшенням яких об'єми суміші визначені з використанням формули, наведеної у [54] дають завищені результати у порівнянні з фактичними.

Фундаментальні теоретичні та експериментальні дослідження поздовжньої турбулентної дифузії в потоці рідин за умов ламінарного та турбулентного режимів руху в трубопроводі викладені в роботах [57, 58]. На основі універсального закону розподілу швидкостей у перерізі труби, припускаючи, що коефіцієнти переносу імпульсу тепла і речовин однакові, отримана формула, яка характеризує розподіл речовини в рідкій фазі в турбулентному потоці

$$\frac{\partial C}{\partial t} = k \frac{\partial^2 C}{\partial x^2}, \quad (1.14)$$

де $\frac{\partial C}{\partial t}$ - швидкість зміни в часі концентрації речовини C відносно точки,

що рухається з середньою швидкістю потоку w ;

k - ефективний коефіцієнт турбулентної дифузії;

x - поздовжня координата точки суміші у рухомій системі відліку, $x = x - wt$.

В даній роботі запропонована формула для визначення величини ефективного коефіцієнта турбулентної дифузії

$$k = 10,6rw \sqrt{\frac{\lambda}{8}}. \quad (1.15)$$

де r - радіус трубопроводу;

w - середня швидкість потоку.

Формула (1.15) може бути наведена у безрозмірному вигляді

$$\frac{k}{v_{cp}} = 1,785 Re_{cp} \sqrt{\lambda}. \quad (1.16)$$

В роботі [59] наведені результати експериментального вивчення процесів змішування та оцінки коефіцієнтів поздовжньої і поперечної дифузії газів, а також аналіз впливу на цей процес числа Шмідта S_c . Дані дослідження є найбільш повними серед дослідів, в яких вивчається поздовжня і поперечна турбулентна дифузія газів, що рухаються в трубопроводі. Автори проводили досліди на трубопроводі довжиною 2700 м та діаметром 76 мм, яким транспортувався заводський газ з водневою “пробкою”. Результати досліджень показали, що число Шмідта досить суттєво впливає на радіальну дифузію, тоді як на поздовжню турбулентну дифузію число Шмідта практично не створює суттєвого впливу. На основі цього був зроблений висновок, що у випадку турбулентного змішування двох газів, що рухаються в трубопроводі, молекулярна дифузія в поздовжньому напрямі є незначною у порівнянні з турбулентною дифузією. У зв’язку з даним фактом автори вважають, що ефективний коефіцієнт турбулентної дифузії для газів можна визначати за формулою, отриманою в роботі [58]. Однак, значення величини k , отриманих за цією формулою, відрізняються від експериментальних [59] в 1,5-2 рази. Числові значення коефіцієнта турбулентної дифузії, отримані експериментальним шляхом виявилися більшими. Автори пояснюють це похибками у вимірюваннях концентрації методом відбору проб, а також впливом поворотів трубопроводу та методом вводу (ін’єкції) водню у потік газу.

Вплив коефіцієнта молекулярної дифузії на змішування газів в турбулентному потоці розглядалося в роботі [61]. В потік повітря, що рухався в трубі з постійною швидкістю, вводився струмінь гелію чи двоокису вуглецю. Причому, гелій вводився зі швидкістю рівною повітряному потоку, а двоокис вуглецю – зі швидкістю в 4-5 разів більшою. Після чого проводилося вимірювання розподілу концентрації на різній відстані від місця ін’єктування. Аналіз результатів експе-

рименту дав можливість зробити висновок, що вплив молекулярної дифузії на поздовжнє змішування є незначним і практично ним можна знехтувати.

Дослідженню змішування рідин і газів в потоці в трубопроводі з використанням видозміненої теорії Г. Тейлора присвячена робота Л. Тичасека та співавторів [62], які на відміну від положень [58] розглядають процес змішування як результат дії молекулярної та турбулентної дифузії. Причому в даному випадку використовується не універсальний профіль, а експериментально знайдений розподіл швидкостей. В роботі наводиться, що вплив молекулярної і турбулентної дифузії на змішування газів у поздовжньому напрямі малий у порівнянні з переносом частинок рідин чи газів. Використання отриманої формули є складним для прикладних розрахунків, оскільки передбачає у кожному окремому випадку експериментальне визначення профілю усереднених за часом місцевих швидкостей. Причому отримане рівняння є справедливим для середовищ з однаковою в'язкістю, у випадку різної в'язкості дає суттєву похибку внаслідок деформації профілю швидкостей.

У роботі [63] наведене строге наукове тлумачення процесу турбулентного переносу речовини, визначається якісна сторона переносу речовини турбулентним потоком, що характеризує коефіцієнт турбулентної дифузії. Також вказується на зв'язок коефіцієнта дифузії з параметрами турбулентного потоку, але не наведено конкретної формули для його визначення. Разом з тим, робиться посилання на те, що коефіцієнт дифузії може бути знайдений експериментально за розподілом концентрації в часі, що було використано у подальших експериментальних дослідженнях турбулентного змішування газів даної дисертаційної роботи.

У роботі [66] розглядалися процеси змішування як рідких, так і газоподібних речовин у випадку їх послідовного руху трубопроводом. Теоретичні дослідження базуються на принципі переносу одиниці маси через умовну границю, що проходить у перерізі з концентрацією 0,5 і рухається з середньою швидкістю потоку.

Експериментальні дослідження змішування газів проводилися в лабораторних умовах на трубопроводі діаметром 26,5 мм і довжиною 190,5 м. В якості робочих газів використовували повітря та вуглекислий газ. У кінцевому перерізі за допомогою спеціального пристрою через визначений розрахунковий період часу відбиралися проби з подальшим їх аналізом на хроматографі.

В результаті досліджень отримані узагальнені напівемпіричні залежності для ефективного коефіцієнта змішування, отримані наближені аналітичні залежності, що характеризують закономірності зміни концентрації в газопроводі по довжині та в часі, а також в кінцевому січенні труби. Однак, отримані залежності є досить незручними для проведення розрахунків. Слід зазначити, що автори [66] вважають розподіл концентрації несиметричними відносно максимуму, що справедливо тільки для газів, значення кінематичної в'язкості яких суттєво відрізняються. Для газів з однаковими в'язкостями криві розподілу концентрації практично симетричні відносно максимальної точки, що підтверджується авторами інших робіт.

Замкнена система рівнянь, що описує процес змішування газів, молярні маси яких не є однаковими, запропонована в роботі [67] в даному випадку в рівняння стану неоднорідного газу входить тиск, густина, температура та концентрація суміші. Автор вважає, що інтенсивність турбулентності в області суміші не рівна інтенсивності в однорідних областях потоку і залежить від розподілу концентрації.

Короткий аналіз опублікованих теоретичних та експериментальних досліджень турбулентного змішування рідин і газів під час їх руху у трубопроводі, доводить, що даному питанню, яке має суттєве наукове та прикладне значення, приділена достатньо велика увага як вітчизняних так і закордонних авторів. Однак, процеси турбулентного змішування газів, сумішоутворення яких має свої особливості, досліджені недостатньо.

В дисертаційній роботі викладені експериментальні та теоретичні дослідження змішування газів під час руху трасера в потоці повітря, встановлені фак-

тори, що впливають на процеси сумішоутворення та величина ефективного коефіцієнта змішування димових газів, що дифундують в повітряному середовищі. Це дозволило використати результати досліджень стосовно реальних умов експлуатації факельних систем промислових об'єктів нафтогазового комплексу.

1.3 Модернізація систем факельного спалювання некондиційних вуглеводневих сумішей

У технологічних схемах більшості підприємств нафтогазової промисловості, об'єктів видобутку та переробки продукції нафтогазоконденсатних родовищ, має місце утворення некондиційних вуглеводневих сумішей, безпосереднє залучення яких у промислове використання та господарський оборот пов'язане з певними технічними труднощами та матеріальними затратами. Прийнятими технологічними нормами передбачено скид таких газів у факельні системи для подальшого їх спалювання.

Експлуатація факельних систем промислових об'єктів повинна проводитись відповідно до вимог [68]. В процесі проведення технологічних операцій у факельні системи направляють горючі гази від пристроїв аварійного скиду, у разі спрацювання запобіжних клапанів, гідрозатворів за умов ручного стравлювання, а також під час звільнення технологічних блоків від газів в аварійних ситуаціях автоматично або з використанням запірної арматури, яка керується дистанційно. Крім того, на факел направляють гази у разі постійних, передбачених технологічним регламентом продувках та періодичних стравлюваннях під час пуску обладнання, зупинці його на ремонт та налагодження технологічного режиму.

На підприємствах видобутку, підготовки та переробки нафти і газу для спалювання некондиційних газів найбільш широкого застосування набули висотні факельні установки, які, як правило, складаються з факельного стовбура, обладнаного оголовком з газовим затвором, дистанційного пристрою запалювання, трубопроводів паливного, продувального та технологічного газу, чергових пальни-

ків з запальниками, системи контрольно-вимірювальних приладів і автоматики. За необхідності може бути додатково встановлені сепаратори, гідрозатвори, насоси та пристрої для відводу конденсату.

Боротьба за зменшення негативного впливу на навколишнє середовище процесів спалювання вуглеводнів на факельних установках постійно стимулює їх удосконалення. На сьогоднішній день існує велика різноманітність виконання рядом вітчизняних та зарубіжних фірм факельних установок, які широко використовуються в технологічних процесах різних галузей промисловості НГК. Розробники, як правило, ставлять перед собою завдання зі збільшення повноти згорання, стійкості роботи факела у випадку зміни витрати, тиску та складу факельного газу, зниження впливу сильних поривів вітру на процеси горіння, удосконалення процесів запалювання, засобів контролю, індикації і сигналізації полум'я чергових пальників, а також попередження утворення у факельній системі вибухонебезпечних газоповітряних сумішей [69-76]. Усі способи модернізації факельних установок, наведені у зазначених роботах, є досить ефективними, однак їх удосконалення, головним чином, спрямоване на зниження шумових характеристик, збільшення терміну їх експлуатації та зменшення забруднення навколишнього середовища токсичними і тепловими викидами.

В сучасних умовах обмеженості власних енергетичних ресурсів та значної енергоємності підприємств НГК досить гостро стоять питання раціонального використання вуглеводневої сировини. В силу недосконалості технологічних процесів на факелах об'єктів нафтогазової промисловості безповоротно втрачається значна кількість вуглеводневого палива. Отже, на сьогоднішній день в системі експлуатації факельних господарств утворений величезний потенціал енергозбереження, реалізація якого дозволить за одночасного зниження навантаження на навколишнє середовище шляхом зменшення обсягів спалювання вуглеводневої сировини, а відповідно і викидів шкідливих речовин в атмосферне повітря, підвищити економічну, екологічну та енергетичну безпеку країни.

Істотним резервом для економії енергоресурсів у нафтогазовій промисловості може бути утилізація викидного та супутнього нафтового газу, що спалюється в факелах з метою подальшого його цільового використання.

Аналіз інформації з питань утилізації факельних газів вітчизняними та зарубіжними компаніями дає можливість виділити два основні напрямки їх використання: паливний та нафтохімічний, тобто факельний газ може бути успішно використаний як високоенергетичне паливо або цінна сировина для нафтохімічної промисловості. Застосування газу в якості енергоносія не є найбільш раціональним способом його використання, однак за рівнем розвитку сучасних технологій та кількості викидного газу є більш придатними для існуючих умов вітчизняного виробництва. Зростаючи тарифи на електроенергію, необхідність нафтогазових комплексів у власних енергоджерелах, незалежних від централізованого енергопостачання в силу перебоїв чи неможливості використання мереж центральних енергосистем, роблять використання факельних газів для вироблення електроенергії економічно цілком виправданим. З метою зменшення обсягів використання первинних енергоносіїв та відповідного зниження енергоємності підприємств доцільним є застосування факельних газів в якості палива для технологічного обладнання. Тому паливний напрямок, внаслідок практично необмеженого ринку збуту та нескладності формування його споживачів для підприємств України є найбільш перспективним.

Нафтохімічний напрямок передбачає переробку факельних газів з подальшим одержанням моторних палив чи сировини для виробництва цілого спектра продуктів нафтохімії.

Проблемі утилізації факельних газів надають суттєвого значення в багатьох розвинених країнах. Проте, аналіз періодичних публікацій, дає можливість стверджувати, що основна увага зосереджена на утилізації супутних нафтових газів (СНГ) нафтогазових родовищ, проблемі раціонального використання скидних газів підприємств переробної та транспортної галузі приділено значно менше уваги.

В літературних джерелах наведена достатня кількість способів вирішення питання утилізації факельних газів [77 - 82], але не всі вони можуть бути ефективно реалізованими, оскільки доступність їх використання в значній мірі залежить від складу та обсягів газу, транспортної схеми, наявності ринків збуту і т.д.

В умовах промислу за допомогою СНГ можна використовувати для підтримання пластового тиску з метою покращення умов нафтовіддачі продуктивних пластів і забезпечення нафтоприпливів (технологія “газліфт”) [77].

Промислова утилізація факельних газів зазвичай передбачає використання його на власні потреби підприємства (паливний газ), підтримання роботи факельних систем (продувний чи запірний газ, газ для чергових пальників) [73, 74, 82].

Збір СНГ і подача в трубопровідну систему транспортування до газопереробних заводів є доцільними, однак пов’язані з певними труднощами внаслідок не завжди наявної інфраструктури, необхідних потужностей відповідної попередньої підготовки та компримування.

Ще одним рішенням може бути зрідження газу на місцях з подальшим транспортуванням. Даний вид утилізації не отримав широкого розповсюдження, проте він є економічно виправданим за наявності дуже великих обсягів газу та розвиненої транспортної схеми. Класичним прикладом є транспорт зрідженого газу з Алжиру в Західну Європу [77, 78].

Важливим напрямком використання газоподібних вуглеводнів є їх залучення до процесів газо- і нафтохімії з метою отримання моторних палив [78]. Для чого можуть бути використані як традиційні технології, що передбачають стадію отримання синтез-газу, так і нетрадиційні, які не потребують даної проміжної стадії. Реальна конкуренція між синтетичним і нафтовим паливом можлива тільки за умов рівної або нижчої собівартості першого, а також за його більш високих експлуатаційних та екологічних характеристик. На думку багатьох експертів, проект GTL (gas to liquid) може бути конкурентноспроможним тільки за дуже високих цін на нафту або кількість надлишкових газів є дуже великою і наявні труднощі з її реалізацією. За своєю суттю синтез Фішера-Тропша (Ф-Т),

який використовується у зазначеній технології, є досить складним і відносно маловивченим процесом, що характеризується певними негативними особливостями: низькою селективністю у відношенні цільового продукту (дизельного палива), інтенсивними тепловиділеннями процесів протікання реакцій, низькою механічною стійкістю каталізаторів, необхідністю утилізації побічних компонентів. Все це значно ускладнює систему, її обслуговування, збільшує капітальні затрати.

Альтернативою процесу Ф-Т є виробництво бензину через метанол за технологіями двох можливих напрямків: синтез-газ – метанол - диметиловий ефір - бензин та синтез-газ – метанол - диметиловий ефір – бензин. Дані технології активно розробляються передовими нафтовидобувними країнами світу і мають суттєві перспективи, однак для умов вітчизняного виробництва є малорентабельними та конкурентноспроможними, а в деяких випадках виходять за межу економічної доцільності.

Таким чином, можна зробити висновок, що найбільш рентабельними серед розглянутих способів для підприємств НГК України за умов обмеженості державного фінансування та суттєвого зменшення обсягів інвестування в розроблення нових проектів, є утилізація газів з метою вироблення електроенергії на власні потреби підприємства чи для продажу споживачам або повторного використання в технологічному процесі чи в якості палива для технологічного обладнання [82].

Технологія виробництва електроенергії з використанням факельних газів є найбільш вивченою і має певний позитивний досвід її застосування не тільки закордоном, а і підприємствами пострадянського простору (Росія, Казахстан, Україна та ін.) Технологічні рішення системи утилізації факельних газів шляхом вироблення з нього електроенергії викладені в багатьох публікаціях та патентних матеріалах [77, 79, 81, 82]. Наприклад авторами [79, 81] пропонується супутній і викидний природній газ використовувати у якості палива для газових двигунів, які перетворюватимуть теплову енергію, що утворюється під час згорання газу, у механічну. Використання даної технології більш доцільним є для

умов промислів нафтогазових родовищ з метою підвищення ефективності використання нафтових газів.

В роботі [83] запропонована система збору, утилізації і повернення скидних газів ГПЗ в технологічну лінію з метою повторної переробки. Запропонований спосіб використання факельних газів дозволяє суттєво скоротити обсяг їх спалювання і відповідно підвищити екологічну ситуацію в районі розташування виробничого об'єкту.

Отже, розглядаючи будь-яку технологію, перспективну для впровадження у виробничий процес, в першу чергу необхідно враховувати його специфіку та економічну доцільність використання в умовах того чи іншого підприємства, разом з тим технологія повинна передбачати перебіг процесів максимально замкнутим циклом з метою зведення до мінімуму втрати сировини та негативного техногенного впливу на навколишнє середовище.

1.4 Постановка задач досліджень

Суспільство завжди прагнуло до збільшення обсягів виробництва, оскільки це автоматично призводить до зростання добробуту населення. В той же час неможливо нарощувати виробництво і підвищувати його економічну ефективність за рахунок виснаження природних ресурсів і забруднення навколишнього природного середовища, оскільки саме від їх стану залежить не тільки розвиток виробництва, але й існування самого життя на Землі. В таких умовах залишається лише один шлях – сумісної оптимізації економічної і екологічної підсистем, а точніше – забезпечення зростання суспільного виробництва і підвищення його ефективності в рамках жорстких екологічних обмежень.

Аналіз сучасного стану проблеми утилізації факельних газів вітчизняними підприємствами та високий рівень забруднення атмосферного повітря продуктами згоряння, вказують на необхідність розроблення ефективної адаптованої до умов виробничого процесу технології, яка б дозволила значно знизити обсяг незворот-

них втрат сировини і витримати гранично допустимі норми шкідливих речовин, що містяться у викидах виробничих об'єктів нафтогазової промисловості. В результаті від зменшення використання первинної сировини і зниження заподіяних забрудненням довкілля збитків буде одержаний суттєвий як економічний так і екологічний ефект.

Аналіз існуючих напрямків підвищення рівня екологізації підприємств нафтогазового комплексу та узагальнення робіт присвячених розробленню природоохоронних заходів з метою зниження техногенного навантаження спричиненого виробничими об'єктами на навколишнє середовище, дали можливість конкретизувати задачі, вирішення яких дозволить реалізувати поставлену мету роботи:

- аналіз процесів утворення токсичних речовин за умов згорання газоподібних вуглеводнів на факельних установках і в двигунах газомотокомпресорів та розсіювання їх викидів в приземному шарі атмосферного повітря;

- встановлення закономірностей турбулентної дифузії димових газів у просторі і часі в процесі поширення хмари викиду;

- виявлення закономірностей формування просторово-часового поля техногенного забруднення атмосфери з урахуванням особливостей ведення виробничих процесів та властивостей шкідливих речовин, що містяться у викидах підприємств нафтогазового комплексу на основі реалізації розробленої математичної моделі розсіювання димових газів;

- розроблення енергоощадної технології раціонального використання некондиційних вуглеводневих сумішей, що спалюються на факельних установках, в паливній системі газоперекачувальних агрегатів з можливістю застосування методів нейтралізації та зниження емісії токсичних речовин вихлопних газів.

РОЗДІЛ 2

ДОСЛІДЖЕННЯ ПРОЦЕСІВ ТУРБУЛЕНТНОЇ ДИФУЗІЇ ДИМОВИХ ГАЗІВ В ПОТОЦІ ПОВІТРЯНОГО СЕРЕДОВИЩА

В умовах постійно зростаючого антропогенного впливу на довкілля, вивчення забруднення навколишнього середовища викидами промислових підприємств та оцінка їх впливу, набуває дедалі більш гострого значення. Дана проблема є доволі складною, оскільки потребує комплексного підходу до врахування усієї множини різноманітних факторів. Тому з метою успішного вирішення конкретних екологічних завдань (встановлення концентрації шкідливих речовин в атмосферному повітрі, розроблення оптимальних стратегій зниження їх викидів, оптимальне розташування підприємств, регулювання їх потужностей та основних параметрів ведення технологічних процесів з метою зниження техногенного навантаження на довкілля та ін.) необхідним є розроблення комплексних моделей, які могли б достатньо адекватно якісно і кількісно описати складні екологічні процеси. На сьогоднішній день використанню математичного моделювання в задачах охорони навколишнього середовища приділяється суттєва увага. Досить часто реалізація експериментальних досліджень у природному середовищі є неможливою чи вимагає вкладення суттєвих капітальних затрат. В такому випадку використання техніки математичного моделювання виявляється досить зручним і ефективним засобом вирішення практичних задач екологічного спрямування з неодмінним врахуванням економічних аспектів.

Питання забруднення повітря промисловими викидами є однією з найважливіших прикладних проблем теорії атмосферної дифузії. Розсіювання викидів в атмосферному повітрі є складним процесом і залежить від багатьох взаємопов'язаних факторів. Не дивлячись, на доволі значну кількість теоретичних та експериментальних робіт, дане питання досліджене ще далеко недостатньо, головним чином внаслідок значної складності та мінливості атмосферних

течій, що викликають величезні флуктуації у вимірюваннях, які неможливо охопити математичним аналізом. Тому, внаслідок ускладнення експериментального підтвердження різноманітних запропонованих теорій, їх використання для вирішення практичних завдань залишається неможливим або обмеженим. Отже, існує необхідність у подальшій роботі над вирішенням даної проблеми.

З метою математичного опису складних процесів, що відбуваються в атмосфері, використовують системи нелінійних та нестационарних рівнянь як звичайних так і у часткових похідних. Для чисельного опису процесів переносу та дифузії домішок в атмосферному повітрі використовуються рішення параболічного виду рівнянь турбулентної дифузії, які є узагальненням відомого рівняння Фіка і передбачають необхідність адекватної визначеності так званих коефіцієнтів турбулентної дифузії, точність встановлення яких суттєво впливає на математичну модель розсіювання шкідливих домішок у повітрі, а отже і задовільність оцінки техногенного забруднення навколишнього середовища [85].

Основною причиною розсіювання шкідливих домішок є турбулентність повітря в атмосфері [39]. Тейлор і Карман запропонували визначати турбулентність як неупорядкований рух, який виникає у газоподібних та крапельних рідинах, у разі їх обтікання непроникних поверхонь або коли сусідні потоки однієї рідини рухаються поруч чи проникають один в інший. Турбулентний рух, як зазначає Хінце [86], передбачає наявність неупорядкованості течії, в якій різні величини, що характеризують стан повітряного середовища піддаються хаотичним змінам в часі та просторі і можуть бути виділені статистично точні їх усереднені значення.

Рух димових газів в атмосферному повітрі, що розглядається в контексті даної роботи, складається з руху самого повітряного середовища та відносного руху частинок повітря і дифундованого газу. Отже, в даному випадку ми маємо справу з мікровзаємодією частинок в об'ємі досліджуваного простору та макропереносом повітряних мас внаслідок турбулентності потоків.

Під час створення математичної моделі будь-якого процесу чи явища, з метою спрощення її розв'язку чи реалізації користуються певними обмеженнями

та припущеннями, застосування яких в загальному випадку суттєво не впливає на точність отриманих результатів. Фактична необмеженість простору суттєво ускладнює дослідження явищ турбулентної дифузії викидів в навколишнє середовище. З метою можливості встановлення відповідних закономірностей розповсюдження шкідливих домішок в атмосферному повітрі доцільно виділити певний обмежений об'єм правильної форми, наприклад циліндричної. У такому випадку процеси, що відбуватимуться у відокремленому просторі повітряного середовища можна розглядати аналогічними процесам змішування дифундованого в потік повітря газу під час його руху в трубопроводі порівняно великого діаметра (рис. 2.1).

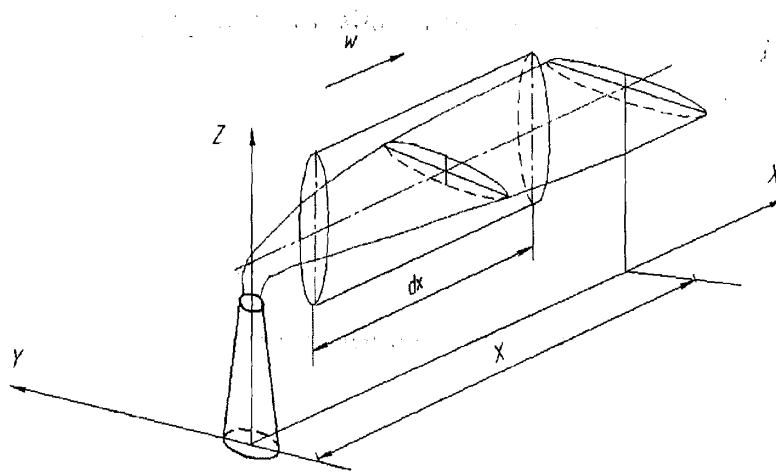


Рисунок 2.1 – Схематичне зображення розповсюдження димових викидів в потоці атмосферного повітря

Враховуючи, що швидкість вітру має незначну за величиною вертикальну складову, нею у першому наближенні можна знехтувати і прийняти рівною нулю. Даний розділ дисертаційної роботи присвячений дослідженню процесів турбулентного змішування димових газів з потоком атмосферного повітря в горизонтальному напрямі, моделлю якого, як вже зазначалося, може бути турбулентне змішування вибраних речовин під час їх руху в трубопроводі.

2.1 Експериментальні дослідження турбулентного змішування димових газів в потоці повітряного середовища

Горизонтальна дифузія газів в атмосферному повітрі характеризується так званим ефективним коефіцієнтом турбулентної дифузії, який є важливим розрахунковим параметром, що описується складною функціональною залежністю від параметрів потоку середовища, фізичних властивостей речовин, що знаходяться у безпосередньому контакті (густини, в'язкості) та розподілу їх концентрації у просторово-часовому вимірі. Зазвичай, величина даного коефіцієнта визначається на основі експериментальних досліджень, результатом яких є, як правило, встановлення формул емпіричного та напівемпіричного характеру. Проте, чіткої залежності, яка б відображала функціональний взаємозв'язок усіх основних параметрів, що впливають на процеси змішування до тепер не існує, хоча в даному напрямку ведуться дослідження як в нашій країні так і за кордоном.

Проведені дослідження турбулентного змішування газів мають на меті не виведення нової формули для встановлення ефективного коефіцієнта турбулентної дифузії, а знаходження його величини на основі використання існуючих залежностей, апріорі оцінивши можливість їх застосування для заданих умов, шляхом співставлення аналітичних кривих розподілу концентрації речовин в часі та отриманих експериментальних залежностей.

Коефіцієнт турбулентної дифузії характеризує інтенсивність поздовжнього змішування речовин, що контактують, в даному випадку дифундуючого газу та повітряного середовища. Відмінність швидкостей в ядрі потоку та біля контуру димової хмари обумовлює конвективний перенос речовини, а змішування пульсаційними швидкостями – турбулентну дифузію. Як свідчать експериментальні дослідження, значення ефективного коефіцієнта дифузії суттєво відрізняються від величин коефіцієнтів молекулярної та турбулентної дифузії і залежать в основному від режиму руху і співвідношення в'язкостей речовин, що знаходяться у безпосередньому контакті.

Тейлор, вирішуючи просторову задачу перенесення, показав, що ефективний коефіцієнт дифузії враховує вплив як конвективного переносу, так і турбулізації потоку [57]. Використовуючи універсальний розподіл швидкостей у перерізі труби, і припустивши правильність аналогії Рейнольдса щодо ідентичності переносу імпульсу, тепла та речовини, Тейлор визначив ефективний коефіцієнт дифузії як суму коефіцієнтів радіальної та поздовжньої складової турбулентної дифузії [57, 58]

$$k = 10,06rv_* + 0,52rv_* \approx 10,6rv_*, \quad (2.1)$$

де r - радіус труби;

v_* - динамічна швидкість, яка визначається за формулою

$$v_* = w \sqrt{\frac{\lambda}{8}}, \quad (2.2)$$

де λ - коефіцієнт гідравлічного опору;

w - середня швидкість потоку.

Провівши певні перетворення Тейлор отримав формулу для визначення ефективного коефіцієнта турбулентної дифузії у вигляді

$$k = \xi rw \sqrt{\frac{\lambda}{8}}, \quad (2.3)$$

де ξ - встановлений експериментально коефіцієнт, що враховує інтенсивність змішування речовин. Відповідно до теорії Тейлора для випадку змішування рідин $\xi = 10,6$.

Оцінивши можливість використання теорії Тейлора для проведення експериментальних досліджень турбулентного змішування газів, на основі залежності (2.3) були визначні величини коефіцієнтів турбулентної дифузії димових газів в потоці повітряного середовища за різних режимів його руху.

2.1.1 Методика проведення експериментальних досліджень турбулентного змішування димових газів в потоці атмосферного повітря

В лабораторних умовах проводилися дослідження турбулентного змішування димових газів під час руху трасера в потоці повітряного середовища у трубопроводі порівняно великого діаметра, що дозволило з певною ймовірністю знехтувати впливом його стінок та забезпечити постійну швидкість газоповітряного потоку у відповідній площині досліджуваного простору. Розподіл концентрації газу оцінювався за допомогою аналізатора testo 350. Досліди на лабораторному стенді проводилися зі зміною режимів руху робочого середовища в діапазонах чисел Рейнольдса від $0,27 \cdot 10^5$ до $3,81 \cdot 10^5$.

Найбільш придатним для умов проведення лабораторних досліджень змішування газів є метод безперервного вимірювання параметрів їх суміші безпосередньо в трубопроводі. Суть методу може бути викладена у такій послідовності [87]. На ділянці трубопроводу, в його початковій точці у потік повітряного середовища ін'єктується трасер (інший газ, відмінний за фізичними властивостями від атмосферного повітря). Під час руху трубопроводом у зоні контакту даних газів відбувається їх змішування, характер якого залежить від ряду факторів: довжини ділянки трубопроводу, його діаметра, режиму руху потоку середовища, властивостей досліджуваних речовин, турбулентної дифузії та ін. Враховуючи, що об'єм ін'єктованої речовини є значно меншим у порівнянні з об'ємом трубопроводу, можна вважати експеримент достатньо наближеним до умов викиду шкідливих речовин в необмежений простір навколишнього середовища. Під час проведення досліду витрата газу витримувалася постійною у часі. Зміною температури на досліджуваній ділянці трубопроводу і в зоні контакту нехтували, вважаючи процес ізотермічним. На початку і в кінці трубопроводу контролювалися тиск, температура та час підходу "голови" та "хвоста" суміші до контрольного пункту. У кінцевій точці ділянки трубопроводу в зоні змішування газів проводився контроль концентрації газу - трасера по довжині зони утвореної суміші. Враховуючи, що експериментальні

дослідження змішування газів проводилися за умов невеликих тисків з достатньою ймовірністю можна вважати, що чисельні значення об'ємних концентрацій газів несуттєво відрізняються від їх масових часток. Таким чином, під час обробки експериментальних даних та в подальших розрахунках були використані саме величини об'ємних концентрацій. На основі отриманих експериментальних даних з врахуванням контролю концентрації газів по довжині зони суміші, що відповідало зміні її величини у часі, та інших параметрів дослідження проводилася побудова графічних залежностей в координатах "концентрація - час". На основі аналізу даних графіків, оцінювався вплив сукупності факторів на характер розподілу концентрації газу в утвореній суміші. Умови проведення експерименту на лабораторному стенді дозволяли змінювати режим руху досліджуваного середовища в достатньо широкому діапазоні.

З метою максимального наближення експерименту до умов емісії продуктів згоряння з джерела викиду в навколишнє середовище, в якості "робочих" речовини були вибрані атмосферне повітря та димові гази, утворені в результаті нерегульованого спалювання вуглеводневої сировини в двигунах газомотокомпресорів. Склад вихлопного газу, на момент проведення експерименту, визначався на основі лабораторного аналізу за допомогою хроматографа "Кристаллюкс-4000М". Основні фізико-хімічні властивості робочих газів зведені до таблиці 2.1.

Оскільки, як свідчать результати досліджень [2], вміст оксидів азоту визначає токсичність продуктів згоряння вуглеводневого газу на 90-95 %, основна увага була приділена дослідженню зміни концентрації в повітряному середовищі саме цієї речовини. Оксиди азоту та повітря мають різні молярні маси та практично однакову кінематичну в'язкість.

Дослідження турбулентного змішування димових газів в повітряному середовищі проводилося на лабораторному стенді (рис. 2.2), який складався з трубопроводу умовним діаметром 300 мм, вузлів подачі та регулювання режимів руху повітря і газу, вузла контролю і запису параметрів змішування газів, приладів вимірювання тиску, витрати та температури.

Таблиця 2.1 – Основні фізико-хімічні властивості газів, використаних в експериментальних дослідженнях

Параметр	Повітря	Димовий газ
Молярна маса, кг/кмоль	28,96	27,83
Густина за нормальних умов, кг/м ³	1,29	1,243
Кінематична в'язкість, м ² /с·10 ⁶	13,56	12,83
Газова стала, Дж/(кгК)	287,1	298,7

В трубопровід 1 повітряним компресором 2 нагніталось повітря через ресивер 4 та кран 6. Режим руху повітря регулювався за допомогою діафрагми 7. Газ компресором 3 подавався в трубопровід через ресивер 5 та кран 6. Контроль тиску здійснювався диференційними манометрами 11, витрати – приладом 13. Подача порції газу в потік повітря відбувалася за допомогою тарованої ємності 9. Час ін'єктування контролювався секундоміром 10.

Контроль режиму руху, вимірювання температури та концентрації токсичних речовин в димових газах проводилось газоаналізатором фірми "Testo" виробництва Німеччини. Прилади цієї фірми сертифіковані Держстандартом і внесені в держреєстр приладів України. Надійною і ефективною системою аналізу димових газів є модульний комплекс, який складається з промислового зонду 12, блоку аналізатора та командно-вимірювального блоку 13.

Переваги газоаналізатора такого типу полягають в швидкості вимірювання, індикації параметрів аналізу, низькому рівні утворення конденсату, високій точності вимірювань.

Газовідбірний зонд з'єднується з блоком аналізатора шлангом, який обладнано автоматичним регулюванням температури та у разі необхідності фільтром для очищення газової проби від пилу. Гнучкість матеріалу, з якого виготовлено шланг, дозволяє встановлювати блок пробопідготовки в зручному місці. Штекерні роз'єми для підключення зондів і кабелів шини даних фіксуються за допомогою штифтів, що забезпечує надійність підключення до блоку аналізатора і дозволяє уникнути випадкового від'єднання та попередити

можливість виникнення помилок під час вимірювань. Шланг здатен зберігати температуру газів, що аналізуються, на рівні 150 °С. Таким чином, волога, яка міститься в аналізованому газі, не може утворювати конденсат у фільтрі або на стінках шлангу. Саме за рахунок цього досягається точність вимірювання концентрації оксидів азоту.

У блоці аналізатора розташовані сенсори газу, насоси для продувки, блок прободготовки Пельтьє, газові тракти, фільтри, електронні схеми, які відповідають за аналіз і збереження даних. На панелі блока аналізатора розташований чіткий індикатор статусу для діагностування робочого стану приладу.

Конструкцією приладу передбачено використання сенсорів газу (електрохімічних комірок), що має ряд переваг, оскільки сенсори маленькі за габаритами; відносно дешеві; стійкі до механічного навантаження; надійні у роботі протягом тривалого часу використання, їх можна легко і швидко замінити або доповнити відповідними параметрами вимірювання. У блоці аналізатора встановлені комірки, які за електрохімічним принципом визначають концентрацію компонентів (NO, NO₂, CO, O₂) у газі. Комірки перетворюють вміст газу в електросигнали, які кабелем передаються в командно-вимірювальний блок.

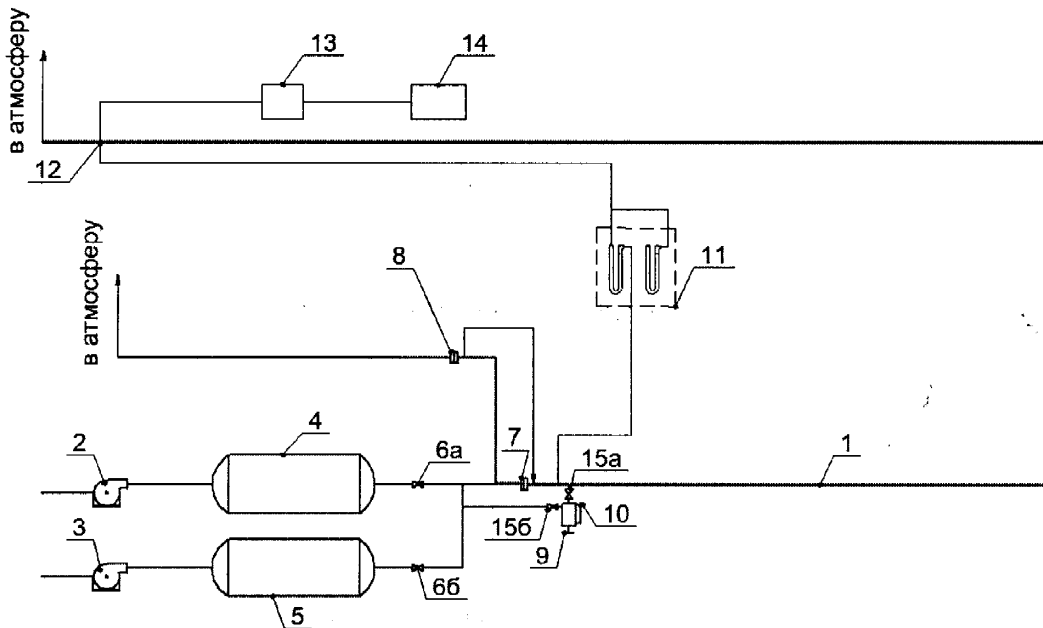
Керування вимірювальною системою відбувається за допомогою керуючого модуля testo-350. Результати вимірювань виводяться на графічний дисплей і можуть бути занесені у пам'ять модуля. За допомогою одного модуля можна здійснювати керування кількома блоками аналізаторами одночасно. Для кожної області використання у прилад закладені стандартні види палива.

Використання газоаналізатора фірми Testo дозволяє не тільки скоротити час аналізу, а й використати для обробки результатів комп'ютерні технології. Комп'ютерний адаптер під'єднується до серійного інтерфейсу комп'ютера і передає через нього вимірювальні значення.

Використовуючи газовий аналізатор testo-350, на дослідному стенді проводилося вимірювання концентрацій оксидів азоту.

Експериментальні дослідження турбулентного змішування газів проводилися під час руху трасера (димових газів) в повітряному потоці, режим якого змі-

нювався в межах середніх швидкостей потоку від 1 до 15 м/с. Вибір діапазону швидкостей здійснений на підставі метеорологічних спостережень в умовах природного середовища України. Ін'єктування трасера проводилося у стаціонарному режимі повітря зі швидкістю, рівною середній швидкості потоку.



1 - трубопровід; 2,3 –повітряний компресор; 4, 5 - ресивер для повітря; 6, 15 а, б - крани; 7, 8 – дросельна шайба; 9 – тарована ємність для впорскування трасера; 10 – секундомір; 11 - диференційний манометр; 12 – зонд (точка заміру); 13 – прилад для вимірювання концентрації testo-350; 14 – персональний комп'ютер (контролер шини даних Testo)

Рисунок 2.2 – Схема лабораторної експериментальної установки

Перед кожним дослідом перевірялося виконання умови

$$\frac{P_{\text{дн}}}{\rho_n} = \frac{P_{\text{дз}}}{\rho_z} = \text{const} \quad (2.4)$$

тобто

$$w_n = w_z = \text{const}, \quad (2.5)$$

де $P_{\text{дн}}, P_{\text{дз}}$ - динамічний тиск повітря і газу відповідно, Па;

ρ_n, ρ_z - густина повітря і газу, кг/м³;

w_n, w_z - швидкість повітря і газу, м/с.

Результати розрахунку динамічного тиску повітря і газів за заданих швидкостей наведені у додатку А.

Під час проведення експериментів температура повітря і газів відрізнялася від значень, що відповідають нормальним фізичним умовам, тому величини густини газів перераховувались на температуру і тиск дослідів за формулою

$$\rho = \rho_0 \frac{T_0 P}{T P_0}, \quad (2.6)$$

де ρ_0, T_0, P_0 - відповідно густина, температура і тиск газу, що відповідають нормальним умовам;

T, P - температура і тиск газу, що відповідають умовам дослідів.

Послідовність дій у ході проведення експерименту була такою: апріорі в трубопроводі встановлювався заданий стаціонарний режим руху повітряного потоку, середня швидкість якого контролювалася приладом testo. Встановивши необхідний заданий режим руху, проводилася реєстрація тиску, витрати і температури повітряного потоку. Після цього повітряний компресор відключався, і в трубопровід подавався “робочий” газ (вихлопні гази газомотокомпресора). Заданий режим руху встановлювався аналогічно і підтримувався постійним. Разом з тим, проводився контроль параметрів потоку газу, після чого він переключався на лінію скиду в атмосферу, на якій встановлено регулюючий дросель 8, який дозволяє встановити гідравлічний опір, еквівалентний опору в основному трубопроводі. Далі в трубопровід знову подавалося повітря за умов заданого першопочаткового режиму руху. В потік повітря відбувалося впорскування порції димових газів протягом 1-1,5 с за одночасного закриття дроселя 8. Ін'єктування трасера проводилося за допомогою тарованої ємності 9, в яку попередньо був набраний відповідний об'єм димових газів з ємності 5. Час впорскування контролювався секундоміром 10.

Момент підходу газоповітряної суміші до перерізу, в якому встановлений зонд газоаналізатора фіксувався приладом 13, що відображалось на функціональній панелі керуючого модуля. Вимірюючи концентрацію NOx

вздовж зони утвореної суміші газів, була встановлена зміна концентрації NOx в часі. Після чого дослід закінчувався, установка відключалась і за викладеною вище схемою проводилася підготовка до наступного досліді. Усі попередні операції повторювалися за умов іншого режиму руху потоку газів.

2.1.2 Аналіз результатів експериментальних досліджень турбулентного змішування димових газів в потоці атмосферного повітря

На лабораторному стенді була проведена серія експериментів з метою дослідження турбулентного змішування газів у потоці повітря в умовах, максимально наближених до умов навколишнього середовища. Основні результати експериментальних досліджень наведені у додатку А.

Вимірювання та визначення параметрів турбулентного змішування газів під час проведення дослідів на лабораторному стенді проводилося з певними похибками. З метою оцінювання отриманих відхилень використовувався метод математичної статистики [88, 89]. Для кожного параметра приймалися до уваги кінцеві вибірки з n звітів, що містять значення x_1, x_2, \dots, x_n , отримані при повторних вимірюваннях однієї і тієї ж величини, і знаходилися їх середньоквадратичні відхилення від істинного значення параметра x_c за формулою

$$\sigma = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_c - x_i)^2}{n-1}}. \quad (2.7)$$

Максимальна величина середньоквадратичного відхилення під час проведення дослідів в лабораторних умовах склала 3,5 %.

Графічні залежності розподілу концентрації трассера в потоці повітряного середовища за умов різних режимів руху, що відповідають числам Рейнольдса $2,84 \cdot 10^5$, $3,37 \cdot 10^5$ та $3,81 \cdot 10^5$ наведені на рисунку 2.3.

На рисунку 2.4 наведені графічні залежності під час руху газів зі швидкістю 3,2 та 15,5 м/с. Ординати графіків відповідають величинам відносної

концентрації. Як видно з отриманих залежностей, криві розподілу концентрації є симетричними відносно максимальної величини, що може бути пояснено близькими за значенням коефіцієнтами кінематичної в'язкості досліджуваних газів і узгоджується з результатами [56, 60].

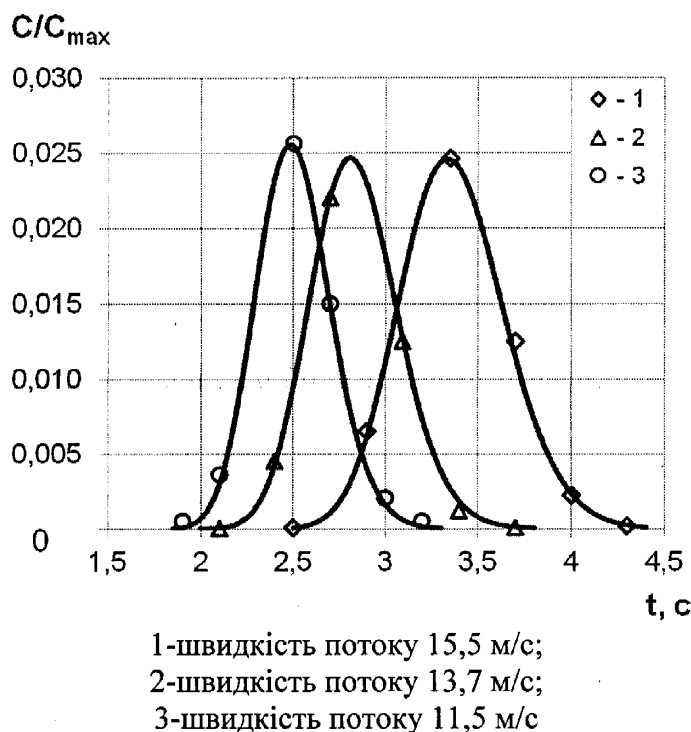
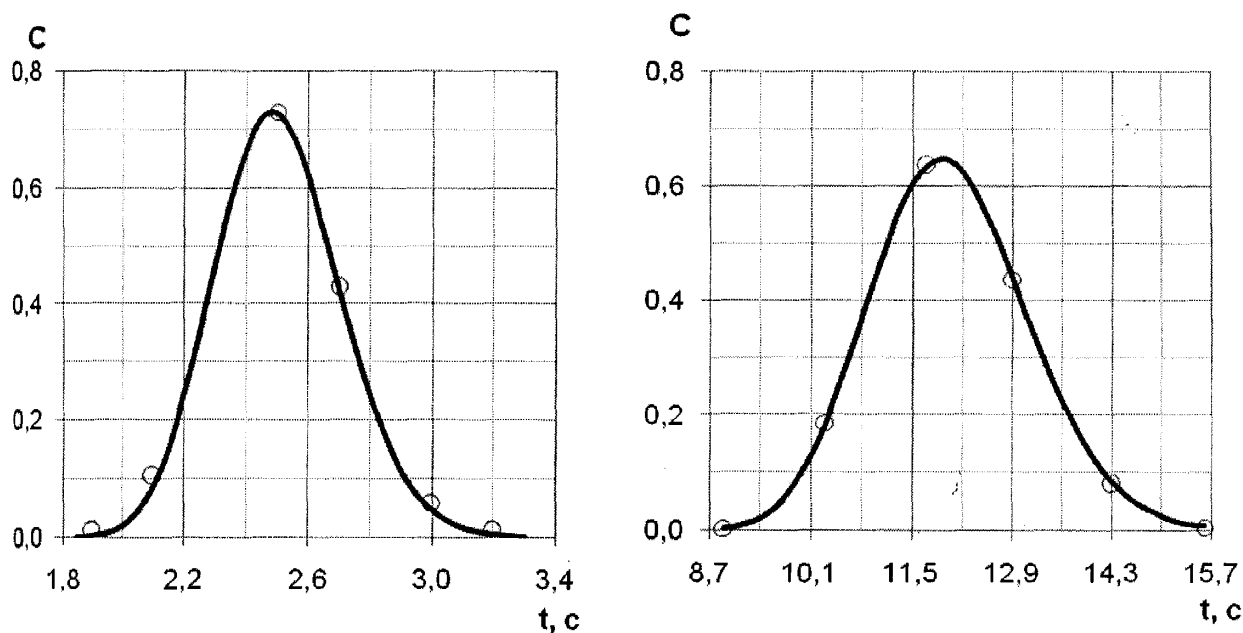


Рисунок 2.3 – Розподіл концентрації димових газів в потоці повітряного середовища

Зі зменшенням швидкості руху потоку спостерігається поступове зниження максимального значення концентрації шкідливої речовини в газоповітряній суміші та збільшення часу її проходження через точку контролю, що може свідчити про відсутність значного впливу початкового сумішоутворення внаслідок порівняно невеликої довжини трубопроводу. Крім того, можна зробити висновок, що за умов більших швидкостей інтенсивність змішування знижується, а більшого значення набуває явище масопереносу.

За даними експериментальних досліджень з використанням формули Тейлора проводилося визначення ефективного коефіцієнта турбулентної дифузії, за

умов різних режимів руху потоку повітряного середовища в діапазоні середніх швидкостей 1-15 м/с.



а

б

а) швидкість потоку 15,5 м/с;

б) швидкість потоку 3,2 м/с

Рисунок 2.4 – Криві розподілу концентрації шкідливих речовин у повітряному середовищі

Значення даного параметра, в ході проведення експериментальних досліджень, змінювалося в залежності від режиму руху газів в межах від 0,0919 до 1,128 м²/с. В даному випадку коефіцієнт ξ у формулі (2.3) був прийнятим відповідно до теорії Тейлора рівним 10,6 [57].

2.2 Аналітичні дослідження процесів змішування димових газів в повітряному середовищі

Визначення величини ефективного коефіцієнта турбулентної дифузії можливе шляхом зіставлення експериментальних та розрахункових залежностей

розподілу концентрації газу для різних серій дослідів. З цією метою, враховуючи наявність результатів експериментальних досліджень, виникає необхідність у встановленні аналітичних моделей розподілу концентрації газу по довжині зони суміші.

2.2.1 Побудова математичної моделі розподілу концентрації димових газів в потоці повітряного середовища

Під час руху в потоці обмеженого простору двох різних газів, у випадку коли порція одного з них розподіляється в середовищі іншого, відбувається турбулентне змішування і утворення певної області суміші даних газів, яка розділяє однорідні компоненти потоку. Оскільки молярні маси газів (оксидів азоту і повітря), які були використані для проведення експериментів, дещо відрізняються, то розподіл густини суміші залежить від концентрації і в рівняння стану для області утвореної суміші входить тиск, густина, температура та концентрація компонентів відповідно до [67].

$$P = \frac{R^*T}{m_2} \rho_* \left[1 + \left(\frac{m_2}{m_1} - 1 \right) C \right], \quad (2.8)$$

де ρ_* - густина неоднорідного газу в одиниці об'єму;

T - температура газів (прийнята однаковою);

m_1, m_2 - молярні маси газів;

R^* - стала Больцмана;

C - концентрація одного з компонентів.

З врахуванням цього прийнята така модель руху неоднорідного газу:

- рух потоку є прямолінійним та паралельним осі труби;

- середня швидкість поздовжнього руху набагато більша радіальної;

- рух неоднорідного потоку квазістаціонарний і тому всі величини в рівнянні, яке описує турбулентне змішування газів, залежать від часу тільки через концентрацію.

Відмінність швидкостей в ядрі потоку та біля контуру димової хмари обумовлює конвективний перенос речовини, а змішування пульсаційними швидкостями – турбулентну дифузію. У зв'язку з цим аналогічно до молекулярного переносу речовини процес сумішоутворення можна описати одномірним диференціальним рівнянням дифузії в загальному випадку зі змінним ефективним коефіцієнтом дифузії, що враховує вплив як конвективної так і турбулентної дифузії [53, 54, 56, 60, 62]

$$\frac{\partial C}{\partial t} + w(t) \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial x} \left(k(C) \frac{\partial C}{\partial x} \right), \quad (2.9)$$

де $C = C(x, t)$ - середня у перерізі труби концентрація однієї речовини в іншій;

x - віддаль від початку трубопроводу до перерізу, в якому визначається концентрація в даний момент часу t ;

$k(C)$ - ефективний коефіцієнт дифузії;

$w(t)$ - середня у перерізі, але змінна у часі швидкість потоку.

Аналітичне рішення даного рівняння пов'язане з суттєвими труднощами, тому у випадку контактування речовин, фізико-хімічні властивості яких відрізняються не суттєво можна з достатньою для практичних розрахунків точністю прийняти коефіцієнт турбулентної дифузії не залежним від концентрації, а середню швидкість потоку постійною в часі. В такому випадку рівняння (2.9) можна записати у вигляді [53]

$$\frac{\partial C}{\partial t} + w \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial x} \left(k \frac{\partial C}{\partial x} \right). \quad (2.10)$$

Враховуючи, залежність для визначення коефіцієнта дифузії, відповідно до теорії Тейлора (2.3), диференціальне рівняння, що описує розподіл концентрації

одного газу в потоці іншого у випадку турбулентного руху газів в обмеженому просторі набуде вигляду

$$\frac{\partial C}{\partial t} + w \frac{\partial C}{\partial x} = \xi r \sqrt{\frac{\lambda}{8}} \frac{\partial}{\partial x} \left(w \frac{\partial C}{\partial x} \right), \quad (2.11)$$

де λ - коефіцієнт гідравлічного опору;

r - радіус трубопроводу;

ξ - коефіцієнт, що враховує інтенсивність змішування газів (для рідин за Тейлором $\xi = 10,6$).

Вважаючи, що $w = const$ та

$$C(x, t) = e^{wt + \alpha x} U(x, t). \quad (2.12)$$

після ряду перетворень (2.11) зводиться до вигляду рівняння теплопровідності

$$\frac{\partial U}{\partial t} = A^2 \frac{\partial^2 U}{\partial x^2}. \quad (2.13)$$

Розв'язок рівняння (2.13) відоме у вигляді [90, 91]

$$U(x, t) = \frac{1}{2A\sqrt{\pi t}} \int_{-\infty}^{+\infty} U_0(v) e^{-\frac{(x-v)^2}{4A^2 t}} dv, \quad (2.14)$$

де

$$A^2 = \xi r w \sqrt{\frac{\lambda}{8}} \quad (2.15)$$

Повертаючись до першопочаткової функції $C(x, t)$ з врахуванням нової змінної

$$U_0(v) = e^{-\frac{w}{2A^2} v} C_0(v) \quad (2.16)$$

отримаємо розв'язок рівняння (2.11) в загальному вигляді

$$C(x, t) = \frac{1}{2A\sqrt{\pi t}} \int_{-\infty}^{+\infty} C_0(v) e^{-\frac{(x-wt-v)^2}{4A^2 t}} dv \quad (2.17)$$

Задаючись певними початковими та граничними умовами, можна отримати різноманітні часткові рішення рівняння (2.17).

2.2.2 Реалізація математичної моделі розподілу концентрації димових газів в потоці повітряного середовища

Розподіл концентрації під час турбулентного змішування газів, коли початкове сумішоутворення в момент ін'єкції трасера можна навести у вигляді прямокутного імпульсу шириною $2l$ і висотою h , може бути апроксимований рішенням (2.17) з такою початковою умовою

$$C(x, t)|_{t=0} = C_0(x) = \begin{cases} 0; & x < -l \\ h; & -l \leq x \leq l \\ 0; & x > l \end{cases} \quad (2.18)$$

Введемо нову змінну

$$s = \frac{v - x + wt}{2A\sqrt{t}}, \quad (2.19)$$

Враховуючи, що

$$\begin{aligned} v = \infty &\rightarrow s = \infty; \\ v = -\infty &\rightarrow s = -\infty, \end{aligned}$$

тоді

$$ds = \frac{dv}{2A\sqrt{t}}, \quad (2.20)$$

звідки

$$dv = 2A\sqrt{t}ds, \quad (2.22)$$

отже,

$$C(x, t) = \frac{1}{\sqrt{\pi}} \int_{-\infty}^{+\infty} C_0(2A\sqrt{t}s + x - wt) e^{-s^2} ds. \quad (2.23)$$

З метою обмеження області інтегрування знайдемо границі, використовуючи умову

$$C_1(s) = C_0(2A\sqrt{t}s + x - wt) = \begin{cases} 0; & s < \frac{-l - x + wt}{2A\sqrt{t}} \\ h; & \frac{-l - x + wt}{2A\sqrt{t}} \leq s \leq \frac{l - x + wt}{2A\sqrt{t}} \\ 0; & s > \frac{l - x + wt}{2A\sqrt{t}} \end{cases} \quad (2.24)$$

В такому випадку розв'язок (2.17) буде мати вигляд

$$C(x, t) = \frac{h}{\sqrt{\pi}} \int_{\frac{l+(x-wt)}{2A\sqrt{t}}}^{\frac{l-(x-wt)}{2A\sqrt{t}}} e^{-s^2} ds = \frac{h}{\sqrt{\pi}} \left[\operatorname{erf} \left(\frac{l+(x-wt)}{2A\sqrt{t}} \right) + \operatorname{erf} \left(\frac{l-(x-wt)}{2A\sqrt{t}} \right) \right]. \quad (2.25)$$

Доданки в квадратних дужках у виразі (2.25) можуть бути визначеними за допомогою відомих таблиць інтеграла ймовірності. Розв'язок (2.25) з метою спрощення проведення розрахункових операцій можна звести до безрозмірного виду.

$$C(\tau, \varphi) = \frac{h}{2} \left[\operatorname{erf} \left(\sqrt{\frac{Pe}{4\tau}} (\varphi - \tau + \beta) \right) + \operatorname{erf} \left(\sqrt{\frac{Pe}{4\tau}} (\tau - \varphi + \beta) \right) \right], \quad (2.26)$$

$$\tau = \frac{wt}{L}; \quad Pe = \frac{wL}{k}; \quad \beta = \frac{2l}{L}; \quad h = C_0 = 1; \quad \varphi = \frac{x}{L} \quad (2.27)$$

де τ - безрозмірний параметр часу;

φ - безрозмірний параметр довжини;

Pe - дифузійний параметр Пекле;

k - ефективний коефіцієнт турбулентної дифузії;

β - безрозмірний параметр ін'єкції трасера;

h - концентрація трасера в момент часу $t = 0$.

З метою полегшення вирішення поставленої аналітичної задачі та наочного відображення отриманих результатів розподілу концентрацій на основі рівняння (2.26) доцільно скористатися математично орієнтованою комп'ютер-

ною системою MathCad. Отримані результати, наведені у таблиці А.8, свідчать про те, що розрахункові залежності розподілу концентрації достатньо добре узгоджуються з даними лабораторних експериментів.

2.2.3 Аналіз результатів моделювання та співставлення експериментальних і розрахункових закономірностей турбулентного змішування газів

З метою визначення величини ефективного коефіцієнта турбулентної дифузії розрахункова залежність розподілу концентрації (2.26) суміщалася з експериментальними кривими, отриманими за результатами проведених дослідів у разі руху трасера димових газів в потоці повітряного середовища. Суміщення проводилося з точністю до 1 % з використанням методу середньоквадратичного відхилення за допомогою системи комп'ютерної математики MathCad.

Експериментальні криві розподілу концентрації трасера в потоці повітря, отримані за даними дослідів в лабораторних умовах виявилися практично симетричними відносно максимуму, що дозволяє проводити аналіз однієї половини графіка з достатньою точністю сумістивши їх з розрахунковими залежностями відповідно до формули (2.26), та встановити ефективний коефіцієнт турбулентної дифузії, визначивши числове значення коефіцієнта ξ для випадку турбулентного змішування газів.

На рисунку 2.5 наведені криві, які ілюструють розподіл концентрації димових газів (оксидів азоту) в потоці повітря у фіксованій точці обмеженого середовища φ , отримані експериментально і шляхом розрахунку за формулою (2.26) за умов руху потоку зі середніми швидкостями 11,5 та 15,5 м/с.

Як показують отримані графічні залежності, аналітичні криві достатньо добре співпадають з експериментальними. Максимальна похибка розрахункових залежностей, визначена методом середньоквадратичного відхилення не перевищує 1 %. Зіставлення розрахункових залежностей з експериментальними дозволило

встановити величину коефіцієнта ξ , яка змінювалася в діапазоні від 18,4 до 23,2, що в середньому становить 20,8 і в 1,96 рази більша ніж це впливає з теорії Тейлора.

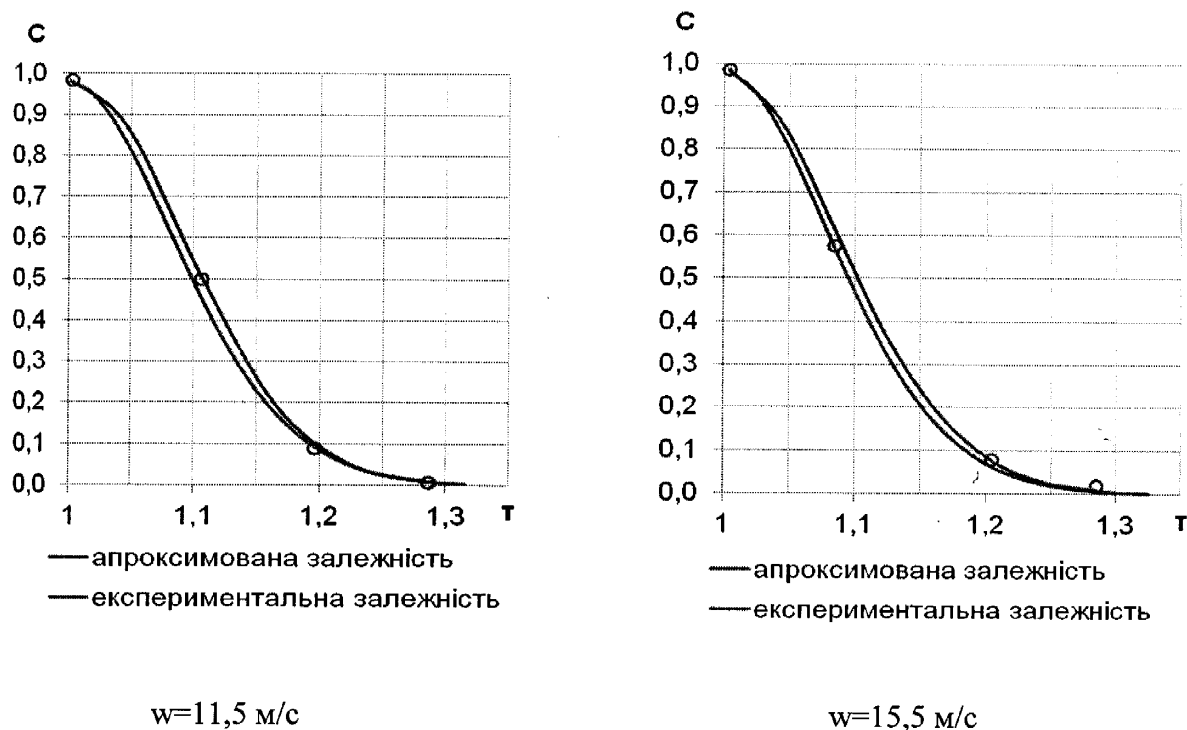


Рисунок 2.5 –Графічні залежності розподілу димових газів (оксидів азоту) в потоці повітряного середовища

Встановлений результат достатньо добре узгоджується з даними Девідсона, отриманими під час дослідження руху трасера (водню) в потоці заводського газу з числами Рейнольдса $(1,68 - 2,70) \cdot 10^5$ [59], діапазон яких знаходиться в межах чисел Рейнольдса експериментальних досліджень.

На рисунку 2.6 наведена графічна інтерпретація залежності відносної величини коефіцієнта змішування газів $\bar{k} = k / k_{max}$, отриманої на основі суміщення експериментальних та аналітичних залежностей розподілу концентрацій, від швидкості потоку w .

Як видно дана залежність з достатньо високою величиною коефіцієнта достовірності апроксимації, може бути описана лінійною залежністю, що свідчить про можливість використання для визначення коефіцієнта дифузії газоподібних

речовин формули Тейлора з внесенням поправки у величину емпіричного коефіцієнта ξ .

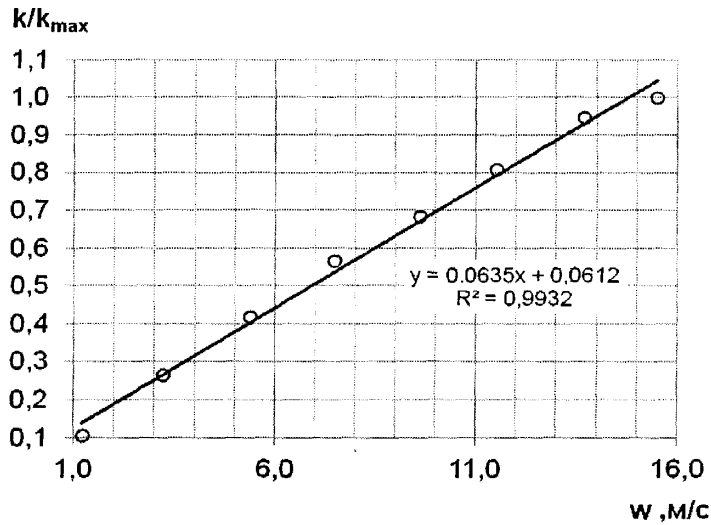


Рисунок 2.6 – Графічна залежність коефіцієнта турбулентної дифузії від швидкості руху повітряного середовища

Таким чином, в результаті проведення експериментальних та аналітичних досліджень шляхом суміщення розрахункових кривих розподілу концентрації газів за формулою (2.26) з дослідними графіками була встановлена величина коефіцієнта ξ для випадку змішування газоподібних речовин. В роботі не ставилося за мету виведення нової залежності для встановлення величини коефіцієнта турбулентної дифузії газів і для розрахунків була використана формула Тейлора з попередньою оцінкою можливості її застосування для умов, що відповідають процесам змішування димових газів в середовищі атмосферного повітря. У безрозмірному вигляді формулу (2.3) можна записати як

$$\frac{k}{v} = 0,5\xi Re \sqrt{\frac{\lambda}{8}}, \quad (2.27)$$

або

$$\frac{k}{wd} = 0,5\xi \sqrt{\frac{\lambda}{8}}, \quad (2.28)$$

В даній формулі згідно з теорією Тейлора коефіцієнт $\xi = 10,6$, отриманий для випадку змішування рідин. Однак, як показують дослідження турбулентно-

го змішування газів, точнішу апроксимацію експериментальних кривих дають встановлені розрахункові формули для усередненого числового значення ξ рівного 20,8. Даний факт дозволяє вважати, що формула (2.27) достатньо добре задовольняє процесам турбулентного змішування газів у разі надання величин ξ значень в 1,8-2,2 рази більших, ніж це впливає з теорії Тейлора. На рисунку 2.7 наведені графічні залежності безрозмірного коефіцієнта турбулентної дифузії від числа Рейнольдса, отримані за дослідними даними та формулами деяких авторів (для рідин і газів) [57 - 59, 87]. Крива, отримана на основі проведення експериментальних досліджень на рисунку 2.7 характеризує змішування газів і розташована суттєво вище порівняно з кривою, побудованою за формулою Тейлора для випадку змішування рідин. Експериментальні дані Девідсона достатньо добре узгоджуються з результатами дослідів, проведених на лабораторному стенді для випадку змішування димових газів з повітрям і відхиляються від даних Тейлора в 1,8-2,2 рази.

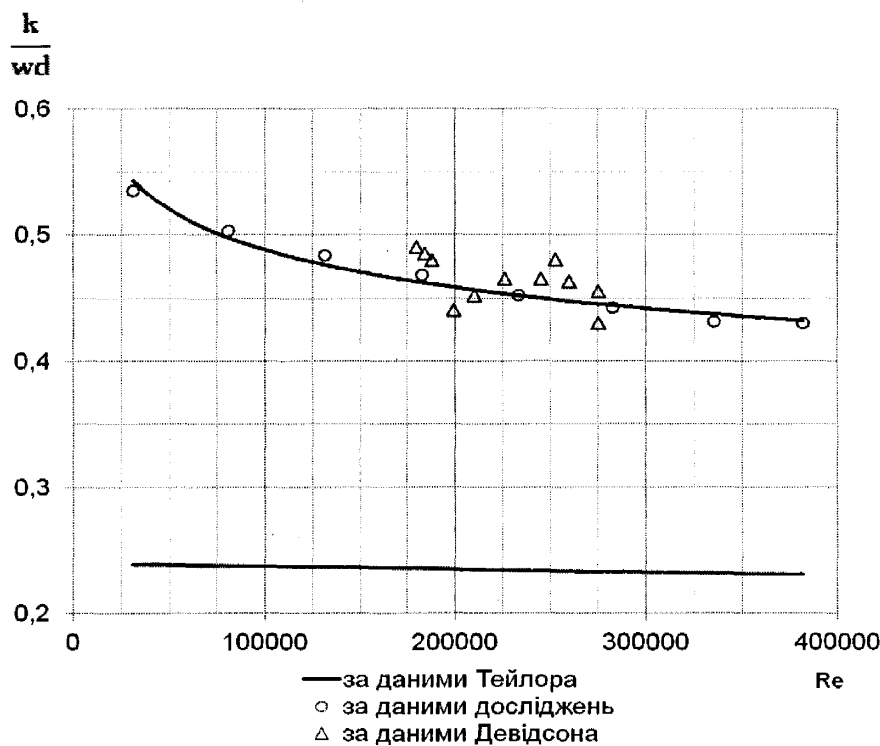


Рисунок 2.7 – Залежність ефективного коефіцієнта турбулентної дифузії від числа Рейнольдса для рідин і газів

Аналіз кривих показує, що відхилення значень ефективного коефіцієнта турбулентної дифузії від даних за Тейлором значно суттєвіше у випадку невеликих швидкостей руху потоку.

Таким чином, отримане часткове рішення дифузійного диференціального рівняння (2.26) з достатньою точністю апроксимує експериментальні залежності розподілу концентрації у випадку турбулентного змішування газів у разі руху трасера в потоці газу іншого сорту, кінематичні в'язкості яких однакові чи відрізняються не суттєво. Прийняті умови максимально наближені до процесів, що відбуваються під час емісії продуктів згорання газоподібних вуглеводнів в приземному шарі атмосферного повітря з врахуванням різних за величиною швидкостей вітру, що можуть мати місце в районі розташування джерела викиду.

Величина ефективного коефіцієнта турбулентної дифузії, знайдена шляхом співставлення експериментальних та розрахункових залежностей з використанням методу середньоквадратичного відхилення виявилася в середньому в 1,96 рази більшою, ніж у відповідності з теорією Тейлора.

2.3 Висновки до розділу 2

1 Проведені експериментальні дослідження процесів змішування димових газів з атмосферним повітрям дали можливість оцінити фактори, які мають вплив на процеси турбулентного сумішоутворення, а саме фізичні властивості газів (молярні маси, в'язкості), швидкісний режим руху, величина ефективного коефіцієнта турбулентної дифузії. На основі отриманих результатів лабораторних дослідів був встановлений розподіл концентрацій оксидів азоту по довжині зони суміші, утвореної в результаті руху трасера димових газів в потоці атмосферного повітря. Оскільки в'язкості газів, вибраних в якості робочих, практично не відрізняються за величиною ($\nu_n/\nu_{n,z} = 1,06$), розподіл концентрацій є

симетричним відносно максимального значення. Як показують результати експериментів, встановлені значення ефективного коефіцієнта змішування суттєво відрізняється від коефіцієнта молекулярної та турбулентної дифузії і залежать в основному від режиму руху, який характеризується числом Рейнольдса, і визначається в'язкістю та швидкістю поширення суміші газів.

2 Розроблена математична модель розподілу концентрації димових газів в потоці повітряного середовища, апроксимація рішення якої дозволила встановити величину коефіцієнта турбулентної дифузії.

3 Апроксимація експериментальних залежностей розподілу концентрації трасера димових газів в потоці повітряного середовища дозволила оцінити можливість використання для визначення коефіцієнта турбулентної дифузії димових газів і повітря формули Тейлора, і з достатньою точністю встановити величину ефективного коефіцієнта поздовжнього змішування речовин.

4 Умови проведення експериментальних досліджень максимально наближені до процесів, що відбуваються під час емісії продуктів згорання газоподібних вуглеводнів в приземному шарі атмосферного повітря з врахуванням різних за величиною швидкостей вітру, що можуть мати місце в районі розташування джерела викиду, що дає підстави для використання результатів проведених досліджень для оцінки реальних процесів забруднення навколишнього середовища викидами продуктів згорання виробничими об'єктами промислових підприємств.

РОЗДІЛ 3

ДОСЛІДЖЕННЯ ПРОЦЕСІВ РОЗСИЮВАННЯ В АТМОСФЕРНОМУ ПОВІТРІ ШКІДЛИВИХ ВИКИДІВ ВІД ФАКЕЛЬНИХ УСТАНОВОК

Проблеми забруднення навколишнього середовища викидами промислових підприємств, зважаючи на масштаби та негативні наслідки впливу техногенного навантаження на довкілля, набувають дедалі більш гострого та глобального характеру. Рівень технологій та сучасний стан основних виробничих фондів багатьох підприємств вітчизняної промисловості не відповідають вимогам екологізації виробництва.

Об'єкти нафтогазової галузі несуть потенційну небезпеку для навколишнього середовища, зокрема з точки зору можливого забруднення повітряного басейну розміщених поблизу територій. Більшість виробництв нафтогазової промисловості під час проведення технологічних операцій передбачають утилізацію некондиційних газів шляхом їх спалювання на факельних установках, що дозволяє попередити безпосереднє надходження токсичних і горючих газоподібних вуглеводнів в атмосферне повітря робочої зони та виконати вимоги щодо дотримання норм пожежовибухобезпеки виробничих процесів. Однак, не дивлячись на відносну простоту конструкції факельних установок, їх експлуатація не виключає ризик виникнення аварій. Крім того, в результаті спалювання некондиційних газів на факельних пристроях в атмосферне повітря надходять значні обсяги шкідливих речовин, що містяться в продуктах згорання вуглеводневого палива, зокрема оксиди вуглецю та азоту, а у випадку неможливості організації ефективного згорання ще й метан та сажа. Суттєві концентрації даних речовин фіксуються на віддалі 1-3 км, а деякі розповсюджуються і на значно більші віддалі від джерела забруднення. Це призводить до збільшення рівня захворюваності населення раком дихальної системи, ураження шлунково-кишкового тракту, нервової системи, зору.

Найбільш несприятливому впливу шкідливих факторів підлягає населення, яке мешкає в межах санітарно-захисних зон виробничих об'єктів та поблизу них. На території України функціонує ряд промислових підприємств, від яких не витримана нормативна санітарно-захисна зона до житлової забудови. В зв'язку з цим виникає необхідність виявлення характеру розповсюдження забруднюючих речовин в атмосферному повітрі, визначення розподілу концентрацій в просторово-часовому вимірі з метою оцінки їх впливу на людину та оточуюче її середовище в районі розташування джерел викиду та можливості правильного вибору, доцільності застосування та ефективності використання необхідних природоохоронних заходів, спрямованих на зниження техногенного навантаження на навколишнє середовище та покращення екологічної ситуації в країні.

3.1 Аналіз методів математичного моделювання розсіювання забруднюючих речовин в атмосферному повітрі

Питання розповсюдження домішок в атмосфері відносяться до прикладних задач теорії атмосферної дифузії. Розсіювання викидів в атмосфері є складним процесом і залежить від багатьох взаємопов'язаних факторів: фізико-хімічних властивостей речовин, що викидаються, типу джерела забруднення, метеорологічних умов, характеристики місцевості та ін. На сьогоднішній день запропонована значна кількість аналітичних методів розрахунку, що пов'язують розсіювання викидів з окремими з вищезгаданих факторів. Проте жоден з цих методів не враховує впливу їх сукупності.

Серед усієї множини існуючих моделей можна виділити три основні підходи для кількісного опису процесів розсіювання викидів газоподібних речовин в атмосфері:

- 1) Гаусівські моделі розсіювання, або так звані дисперсні моделі;
- 2) Моделі розсіювання, які базуються на інтегральних законах збереження у хмарі в цілому (залповий викид) або у поперечному перерізі хмари (тривалий викид), інколи такі моделі називають моделями з зосередженими параметрами;

3) Моделі побудовані на чисельному рішенні системи рівнянь збереження їх в оригінальному вигляді, так звані моделі чи методи прямого чисельного моделювання.

Існуючі моделі розрахунку рівнів концентрації на основі законів фізики і хімії з врахуванням атмосферної дифузії в навколишньому середовищі дозволяють прогнозувати концентрації речовин і розробити повноцінну методику оцінки забруднення атмосферного повітря у будь-якій точці досліджуваного простору. Разом з тим коректність і точність розрахунків залежить від двох основних аспектів: якості вихідної інформації і правильності вибраної моделі. Найбільш цінними вважаються моделі, що найбільш точно відображають суть явища дифузії шкідливих речовин в атмосферному повітрі, а також у максимальній степені враховують всі фактори, що можуть впливати на розповсюдження забруднень.

На сьогоднішній день у світовій практиці існує достатньо велика кількість моделей, які достатньо адекватно описують процеси розсіювання шкідливих домішок в атмосферному повітрі. Серед закордонних розробок, які дозволяють провести розрахунок розсіювання забруднюючих речовин від промислових джерел слід виділити [92 - 99]:

- AERMOD AERMIC (American Meteorological Society (AMS)/United States Environmental Protection Agency (EPA), яка включає модулі розрахунку розсіювання забруднюючих речовин від стаціонарних промислових джерел на віддалі до 50 км, метеорологічний підпроцесор AERMET та модуль рельєфа AERMAP (США);

- GASTAR – вузькоспрямована модель для розрахунку аварійних викидів токсичних та вогненебезпечних газів важчих за повітря. Можливий розрахунок миттєвих та тривалих викидів (Великобританія);

- ADMS-Screen – модель для швидкої попередньої оцінки якості повітря в районі розташування димових труб. Дана модель є комбінацією алгоритмів моделі ADMS зі зручним інтерфейсом, що вимагає введення мінімальної кількості даних. За допомогою даної моделі встановлюють необхідність проведення подальших розрахунків розсіювання (Великобританія);

- ONM9440 – гаусівська модель для розрахунку тривалих викидів тільки від стаціонарних джерел (Австрія);

- GRAL – лагранжева модель, яка дозволяє розраховувати дисперсію від точкових та лінійних джерел (Австрія);
- SEVEX – спеціалізована модель для розрахунку аварійних викидів токсичних і горючих речовин від димових труб або випаровування рідини. Назва моделі походить від назви міста Seveso, в якому в 1976 р. відбувся аварійний викид дуже токсичних газів (Бельгія);
- PLUME (Institute of Geophysics Bulgariann Academy of Sciences) – модель факела від джерела, яка базується на гаусівському розподілі;
- EK100W ATMOTERM Ltd - тривимірна гаусівська модель для розрахунку розсіювання від промислових та міських джерел (Польща);
- ТОКСИ – розрахункові методики, які дозволяють оцінити зони впливу основних факторів ураження під час аварій за участю небезпечних речовин (НТЦ “Промышленная безопасность”, Росія) [100];
- Эколог (Эколог Про, Призма, Атмосфера, ЛиДа) – методика відповідає нормативній ОНД-86, призначена для визначення приземних концентрацій у двометровому шарі над поверхнею землі та вертикального розподілу концентрацій для стаціонарних джерел (“Интеграл”, Росія) та ін.

Узагальнюючи наведені характеристики існуючих моделей, що використовуються у світовій практиці для розрахунку процесів розсіювання, можна сказати, що найбільш поширеними є чисельні тривимірні гідродинамічні моделі, на другому місці за широтою використання та якістю отриманих результатів є відомі гаусівські моделі, що базуються на нормативних методиках EPA US та МАГАТЕ, решта припадає на дво-, одновимірні та аналітичні моделі. До числа останніх відноситься і нормативна методика ОНД-86, яка на сьогоднішній день використовується і в нашій країні, і є єдиним затвердженим в Україні документом, призначеним для прогнозування процесів розсіювання шкідливих речовин в атмосфері. ОНД-86. “Методика расчета концентраций в атмосферном воздухе вредных веществ, содержащихся в выбросах предприятий”, розроблена науковими співробітниками Головної геофізичної обсерваторії ім. А.І. Воейкова у 1986 році. Ступінь небезпеки забруднення приземного шару атмосферного повітря викидами шкідливих речовин, відповідно до цієї методики, визначається за найбі-

льшою розрахованою величиною приземної концентрації шкідливих речовин - C_{max} (мг/м³), яка може встановлюватися на деякій відстані від місця викиду, і відповідає найбільш несприятливим метеорологічним умовам. Величина максимальної концентрації шкідливих домішок - C_{max} , згідно з базовою залежністю даної методики, пропорційна масі шкідливих речовин, що викидаються в одиницю часу, і обернено пропорційна квадрату підвищення точки викиду над землею поверхнею. Загалом модель, покладена в основу нормативної методики реалізує ті ж базові принципи моделювання процесів розсіювання, що і Гаусівські моделі. Однак, її використання має певні складності під час створення єдиних підходів до даних питань в рамках європейських та світових стандартів. Крім того, високий рівень узагальнення робить методику універсальною, що не дозволяє врахувати цілий ряд спеціальних процесів, які виникають під час розсіювання викидів шкідливих речовин в атмосфері. Достатньо наближено проводиться врахування регіонально залежних метеорологічних та фізичних характеристик атмосфери, а також фізико-хімічних властивостей забруднюючих речовин.

Аналіз закордонних методик та моделей розсіювання забруднюючих речовин від промислових джерел дає можливість зробити висновок щодо їх вузького спрямування, тобто можливості використання для вирішення лише вузького класу задач, орієнтації на розрахунок розповсюдження конкретних забруднюючих речовин чи врахування умов, властивих тільки для конкретного технологічного процесу, підприємства чи галузі. Достовірність та якість результатів, отриманих у разі використання таких методик доводить доцільність розроблення моделей, які б найбільш точно відображали розсіювання шкідливих домішок в атмосферному повітрі, були порівняно простими і дозволяли врахувати максимальну кількість факторів, що можуть впливати на перебіг даного процесу.

Існуючі на сьогодні в Україні програмні продукти розрахунку розсіювання шкідливих речовин в приземному шарі атмосферного повітря, погоджені Міністерством охорони навколишнього природного середовища України, зокрема такі системи як ЕОЛ та їх модифікації, побудовані на основі методики ОНД-86, мають суттєві обмеження, реалізуються у вигляді складних програмних ком-

плексів, які вимагають висококваліфікованих спеціалістів і потребують суттєвих затрат часу для розрахунку навіть одного варіанту.

Огляд вітчизняних літературних джерел показав, що проблеми моделювання розсіювання забруднюючих речовин в атмосферному повітрі залишаються достатньо актуальними для нашої країни. Враховуючи, що точність результатів розрахунку концентрацій токсичних домішок у випадку постійного чи аварійного викиду суттєво впливає на правильність вибору, можливість застосування та ефективність використання необхідних природоохоронних заходів, спрямованих на зниження техногенного навантаження на навколишнє середовище та покращення екологічної ситуації в країні, існує необхідність у подальшій роботі над розробкою нових та удосконаленням існуючих методів моделювання процесів розповсюдження забруднень в атмосферному повітрі.

3.2 Експериментальні дослідження процесів розсіювання димових газів в приземному шарі атмосферного повітря

З метою можливості детального вивчення фізичного явища та встановлення закономірностей розповсюдження в приземному шарі атмосферного повітря продуктів згорання, утворених у разі нерегульованого спалення газоподібних вуглеводнів у факельних установках та визначення просторово-часового поля концентрацій даних шкідливих речовин, враховуючи значну складність реальних процесів розсіювання забруднень, доцільно провести експериментальні дослідження на моделях газоповітряних потоків, виконаних у зменшеному масштабі, в умовах лабораторії. Тобто використати так званий метод моделювання, сутність якого полягає у заміні об'єкта дослідження, коли дослідженню підлягає вже не задане явище - натурний зразок, а інше йому подібне явище – модель. Такий принцип заміщення, вважається достатньо раціональним, оскільки модельний експеримент як у відношенні повноти отриманих знань так і у відношенні їх надійності володіє усіма перевагами засобів дослідження, рівноцінних прямому натурному експерименту. Дослідження за методом моделі передбачає вирішення

двох самостійних експериментальних задач: відтворення явища подібного натурному зразку і вже безпосереднє проведення на ньому усіх необхідних спостережень та вимірювань. Для того щоб результати подібних досліджень можна було узагальнити і перенести на природу, необхідним є встановлення відповідних закономірностей, що пов'язують між собою величини, отримані під час проведення експериментальних досліджень на моделях і відповідні їм величини в природі. Тобто необхідним є виконання законів подібності, які встановлюють визначені співвідношення між геометричними розмірами, кінематичними і динамічними характеристиками потоків моделі та природи. Відомо, що динамічна або загальнофізична подібність є узагальненням геометричної подібності. Тобто, якщо явища є фізично чи динамічно подібними, то геометричні параметри природи можуть бути отримані простим множенням геометричних параметрів моделі на певний масштабний коефіцієнт, крім того за заданими чи встановленими в процесі експериментальних досліджень характеристиками одного явища можна отримати відповідні характеристики іншого явища також шляхом простого множення даних характеристик на відповідні перехідні масштабні коефіцієнти [102 - 105].

Отже, для проведення досліджень процесів розсіювання димових газів на експериментальному стенді, які можна було б вважати подібними реальним явищам, що відбуваються під час розповсюдження шкідливих викидів від факельної установки як натурального зразка, необхідним є встановлення перехідних коефіцієнтів масштабності геометричної, кінематичної та динамічної подібності.

3.2.1 Розробка експериментальної установки дослідження процесів розсіювання димових газів в атмосфері

Оскільки, для геометричної подібності необхідним є забезпечення рівності відношення усіх відповідних лінійних розмірів розглядуваних потоків, приймемо в якості коефіцієнта лінійної масштабності константу k_l . В такому випадку, позначивши величини, що стосуються натурального зразка великими літерами, а

моделі – відповідними їм малими, отримаємо співвідношення лінійних розмірів натурального зразка та моделі

$$L = k_l l; \quad (3.1)$$

$$D = k_d d; \quad (3.2)$$

$$H = k_h h, \quad (3.3)$$

де L, l – віддаль від джерела забруднення до місця, де концентрація димового газу у приземному шарі атмосферного повітря матиме максимальне значення відповідно для натурального зразка (реальної факельної установки) та її моделі;

D, d - діаметр оголовка відповідно натурального зразка та моделі;

H, h - висота натурального зразка та моделі відповідно.

Два потоки чи явища вважаються кінематично подібними, якщо траєкторії, які описують дві подібні частинки обох потоків геометрично подібні. В такому випадку геометрично подібними є і лінії токів, що проходять через подібні точки простору обох потоків [103, 104]. Отже, відношення часу переміщення відповідних точок в натурі і на моделі повинно мати постійне і однакове значення, тобто справедливим є виконання умови

$$T = k_t t, \quad (3.4)$$

де k_t – масштаб моделювання часу.

Для динамічної подібності необхідно, щоб усі сили однакової природи, що діють на будь-яку пару подібних елементів, відрізнялися лише постійними масштабування, тобто знаходилися між собою у співвідношенні

$$\frac{\rho_1 L^2 V^2}{\rho_2 l^2 v^2} = k_p, \quad (3.5)$$

де ρ_1, ρ_2 – густини речовин подібних потоків;

V, v - швидкості відповідних точок кінематично подібних систем;

k_p - масштаб моделювання сил.

Співвідношення (3.5) є математичним відображенням основного закону динамічної подібності, вперше сформульованого Ньютоном, відповідно до якого два потоки чи явища можуть вважатися гідродинамічно подібними за умови рівності критеріїв Ньютона, що відповідають моделі і натурі.

Під час руху в атмосферному повітрі хмари димового газу, джерелом якого є факельний пристрій, спостерігається поступове осідання шкідливих домішок під дією сили тяжіння. В такому випадку для подібності двох потоків необхідне виконання закону гравітаційної подібності Фруда, математичний запис якого можна навести у вигляді

$$\frac{V^2}{gL} = \frac{v^2}{gl} = Fr, \quad (3.6)$$

де g – прискорення сили тяжіння;

Fr - число Фруда.

Таким чином, використовуючи вирази (3.1) – (3.6) можна встановити співвідношення між елементами реального та модельованого явищ звівши різні масштабні множники до коефіцієнта лінійної масштабності [103]:

- для швидкості

$$V = v\sqrt{k_1}, \quad (3.7)$$

- для витрати

$$Q = qk_1^2\sqrt{k_1}, \quad (3.8)$$

- для часу

$$T = t\sqrt{k_1}. \quad (3.9)$$

Оскільки, як було встановлено, серед основних параметрів, які мають вирішальне значення у процесах розсіювання шкідливих речовин в атмосферному повітрі є дифузійні явища, швидкість вітру та час розповсюдження хмари, то визначною критеріальною залежністю можна вважати рівняння дифузії записане у вигляді [106]

$$\frac{dC}{dt} = D\nabla^2 C, \quad (3.10)$$

де $\frac{dC}{dt}$ - так звана субстанційна похідна, яка відображає повну зміну концентрації C в даній точці з плином часу під час руху газоповітряної суміші і визначається як [107]

$$\frac{dC}{dt} = \frac{\partial C}{\partial t} + W_x \frac{\partial C}{\partial x} + W_y \frac{\partial C}{\partial y} + W_z \frac{\partial C}{\partial z}, \quad (3.11)$$

$\nabla^2 C$ - оператор Лапласа, тобто сума других часткових похідних зміни концентрації у просторі, який визначається за формулою [107]

$$\nabla^2 C = \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 C}{\partial z^2}. \quad (3.12)$$

Застосуємо до даних рівнянь механізм приведення.

Рівняння (3.10) необхідно розглядати як двочленне, отже, йому відповідає один відносний оператор, який можна записати у вигляді [106]

$$d = \frac{D\nabla^2 C}{\frac{\partial C}{\partial t}} \quad (3.13)$$

Приведення оператора до остаточного вигляду критерію відбувається таким чином [106]

$$\frac{D\nabla^2 C}{\frac{\partial C}{\partial t}} \rightarrow \frac{D \frac{C_L}{L^2}}{\frac{C_t}{t_0}} \rightarrow \frac{Dt_0 C_L}{L^2 C_t} \rightarrow \frac{Dt_0 C_0}{L^2 C_0} = \frac{Dt_0}{L^2} \quad (3.14)$$

Тут через C_L і C_t позначені масштаби співвідношення, різні для розподілу концентрацій в просторі і часі. Дані величини виключаються з комплексу шля-

хом множення чисельника і знаменника на відношення $\frac{C_t}{C_0}$ та $\frac{C_L}{C_0}$ відповідно (де C_0 характерне значення C).

Таким чином, критерій подібності, який відповідає основному рівнянню, знайдений у вигляді комплексу $\frac{Dt_0}{L^2}$ і називається критерієм Фур'є

$$\frac{Dt_0}{L^2} = Fo \quad (3.15)$$

Критерій Фур'є відображає визначену відповідність між темпом зміни умов в навколишньому середовищі і темпом перебудови концентраційного поля. Тривалість t_0 , яка визначає швидкість зміни в часі зовнішніх умов (і, відповідно, може задаватися вільно і незалежно за відношенням до умов всередині системи), співвідноситься у вигляді відношення з деякою іншою тривалістю, яка характеризує розвиток процесу всередині системи, повністю обумовлена її властивостями і визначається через відповідні параметри L і D (але не залежить від режимних параметрів). Таким чином, можна сказати, що всі подібні явища характеризуються одним і тим же значенням критерію Fo , отже, рівність його значень є необхідною передумовою подібності явищ.

Дане відношення відіграє досить важливу роль. Зміна умов в навколишньому середовищі є першопричиною перебудови концентраційного поля в просторі. Період часу t_0 , який характеризує темп цих змін, визначає відповідно інтенсивність розвитку в часі тих збуджень, які надходять до системи зовні і впливають на розподіл концентрацій, що формується в просторі. Система реагує на ці збудження змінами в структурі концентраційного поля, які відбуваються зі швидкістю, що залежить від її власних властивостей цілком визначеним чином. Дана залежність визначається в тому, що час, необхідний для здійснення таких змін, пропорційний квадрату розмірів системи і обернено пропорційний коефіцієнту дифузії. Зрозуміло, що характер процесу, який розвивається, повинен

суттєво залежати від співвідношення між даними двома специфічними тривалостями часу (t_0 - з одного боку та $\frac{L^2}{D}$ - з іншого).

Критерії подібності, якими встановлюється відповідність між швидкістю розвитку різних ефектів, що впливають на хід процесу, одержуються у випадку дослідження усіх нестационарних процесів, незалежно від їх фізичної природи. Їх ще називають критеріями гомохронності (тобто критеріями тимчасової однорідності). Критерії такого роду досить різні за своєю структурою, оскільки в ній відображається фізичний механізм процесу. Складним процесам можуть відповідати два (і навіть більше) критерії гомохронності різної структури.

Приведення субстанційної похідної $\frac{dC}{dt}$ призводить до появи іншого комплексу $\frac{w_0 t_0}{L}$. Даний комплекс є критерієм, за допомогою якого встановлюється співвідношення між характерним значенням часу t_0 та його характеристичним значенням $\frac{L}{w_0}$. Величина t_0 задається безпосередньо за умовами як деякий період, що визначає темп розвитку зовнішніх впливів. Характеристичний час $\frac{L}{w_0}$ визначає темп тих змін, які виникають в системі як наслідок руху середовища. Дана величина має дуже простий фізичний зміст – це проміжок часу, протягом якого, елемент, що рухається з постійною (відомою за умовою) швидкістю w_0 , проходить віддаль, рівну характерному розміру L .

Вираз, побудований як відношення даних періодів часу, є важливою відмінною рисою процесу. Слід зазначити, що форма даного виразу, у повній відповідності з його змістом, абсолютно не залежить від того, для якої саме властивості елемента, що рухається, він складається. В усіх випадках він має один і той же вигляд і характеризує не індивідуальні властивості поля даної змінної (швидкості, густини, температури і т.д.), а властивості самого руху середовища.

Комплекс $\frac{w_0 t_0}{L}$ прийнято називати числом Струхалія [106]

$$Sh = \frac{w_0 t_0}{L} = idem. \quad (3.16)$$

Вираз $\frac{w_0 t_0}{L}$ (або $\frac{w_0 t}{L}$) є єдиним комплексом, який повною мірою завдячує своїм походженням нестационарності процесу руху середовища. Тому доцільно під час визначення виду комплексів, що відповідають рівнянню дифузії, виходити з тієї його форми, яка відноситься до випадку стаціонарного руху. Розповсюдження на нестационарний випадок досягається приєднанням описаного вище комплексу гомохронності, а саме критерію Фур'є. Приймаючи в рівнянні (3.16) w_0 за швидкість вітру, t - характерний час, за який хмара газоповітряної суміші пройде віддаль L від джерела викиду, на якій встановиться максимальна концентрація тієї чи іншої речовини і розписавши рівняння (3.15) для напрямків x , y і z отримаємо залежності

$$Fo_x = \frac{D_x t}{x_0^2} \quad (3.17)$$

$$Fo_y = \frac{D_y t}{y_0^2} \quad (3.18)$$

$$Fo_z = \frac{D_z t}{z_0^2} \quad (3.19)$$

Ступінь забруднення повітря у земної поверхні викидами промислових підприємств обумовлюється не тільки кількістю забруднюючих речовин, що викидаються та їх розподілом у просторі і часі, а також параметрами виходу газоповітряної суміші. У атмосфері окремі частинки, що викидаються, або групи частинок рухаються завдяки молекулярній і турбулентній дифузії. Розсіювання газового струменя, що здійснюється за рахунок молекулярної дифузії, є незначним. Турбулентна дифузія сприяє більш інтенсивному перенесенню частинок.

Вітер - турбулентний рух повітря над поверхнею Землі - є одним з найбільш суттєвих метеорологічних чинників, що впливають на розповсюдження забруднюючих речовин. Залежність концентрації забруднюючих речовин від напряму

руху вітру має важливе значення у разі вирішення питань розміщення промислових підприємств в плані міста і виділенні промислової зони. Під час вибору майданчика для будівництва підприємств необхідно враховувати середньорічну і сезонну рози вітрів, а також швидкість руху вітрів окремих румбів [108- 111].

Важливим питанням є встановлення так званої небезпечної швидкості вітру, за якої спостерігається максимальне забруднення приземного шару.

Швидкість вітру, що впливає на розсіювання газів в атмосфері, залежить від висоти над землею поверхнею. За даними Л. І. Лайхтмана, із збільшенням висоти швидкість вітру зростає [108]

$$\omega_s = \frac{\omega_0 \left(h^{\frac{n}{2-n}} - h_0^{\frac{n}{2-n}} \right)}{h_1^{\frac{n}{2-n}} - h_0^{\frac{n}{2-n}}} \quad (3.20)$$

де ω_s - швидкість вітру на висоті h , м/с;

ω_0 - швидкість вітру на висоті h_0 м/с;

n - величина, що залежить від температурного градієнта (за звичайних умов величина n знаходиться в межах 0-0,5);

h_0 - нерівність поверхні (висота над поверхнею землі, на якій швидкість вітру приймається рівною нулю);

За умови $n = 0$ швидкість вітру змінюється в залежності від висоти за формулою

$$\omega_s = \omega_0, \quad (3.21)$$

де

$$\varphi = \frac{\ln \frac{h+h_0}{h_0}}{\ln \frac{h_1+h_0}{h_0}}. \quad (3.22)$$

За даними метеорологічних досліджень швидкість вітру на різній висоті коливається залежно від часу доби, причому на висоті до 70 м максимум швидкості доводиться на полудень, а на висоті понад 70 м - на північ [111].

Під дією вітру, струмінь газоповітряної суміші, що витікає з труби, викривляється (рис. 3.1)

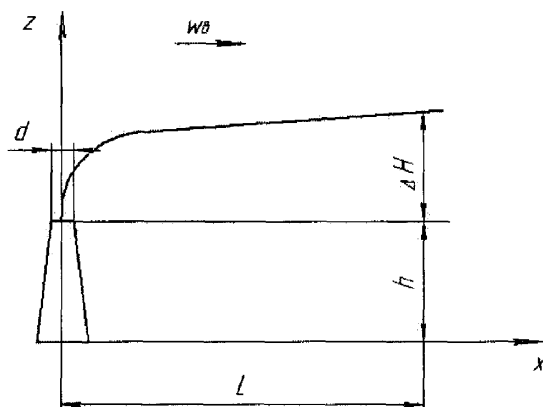


Рисунок 3.1 – Схематичне зображення викривлення напрямку газоповітряної хмари під дією вітру

Розсіювання димових газів від джерела викиду можна проілюструвати за допомогою такої картини: у початковий момент часу (момент викиду певної порції газу) формується миттєва хмара, концентрація газу в якій близька 100 %-вій концентрації чистого викиду, а повітря навколо хмари ще не забруднене. У якийсь наступний момент часу хмара зростає в розмірі за рахунок змішування з повітрям (спостерігається явище дифузії), а та його частина, де концентрація газу все ще 100 %, стає меншою. Концентрація газу в проміжку змінюється від 100 % на межі з ядром до 0 % - на межі хмари з чистим повітрям. У подальший момент часу ядро 100 % концентрації газу стає ще меншим, і в певний момент зникає взагалі. Починаючи з цього моменту пік або максимальна приземна концентрація становитиме менше 100 % і зі збільшенням віддалі від джерела забруднення поступово зменшуватиметься. Зміна концентрації газу в хмарі з часом носить наступний характер: з часом хмара стає все більш і більш протяжною, а пік концентрації - все нижчий і нижчий. У якійсь точці пікова концентрація газу стає менше небезпечного рівня, яке б значення концентрації для нього не визначалося. Як у разі миттєвих, так і безперервних викидів, розміри зон небезпеки будуть більші і по довжині і по ширині, коли викидається більша кількість речовини.

Ступінь розбавлення викиду атмосферним повітрям знаходиться в прямій залежності від відстані, яку цей викид пройшов до певної точки. У роботі [25] на-

ведено, що шкідливі речовини, що містяться у викиді, розповсюджуються у напрямі вітру в межах сектора, обмеженого досить малим кутом розкриття факела ($2\alpha = 10 \dots 20^\circ$) поблизу виходу з труби (рис. 3.2). На відстані від 4 до 20 висот труби (H) факел торкається землі і деформується, і максимальна концентрація шкідливих речовин в приземному шарі спостерігається на відстані $(10 \dots 40)H$.

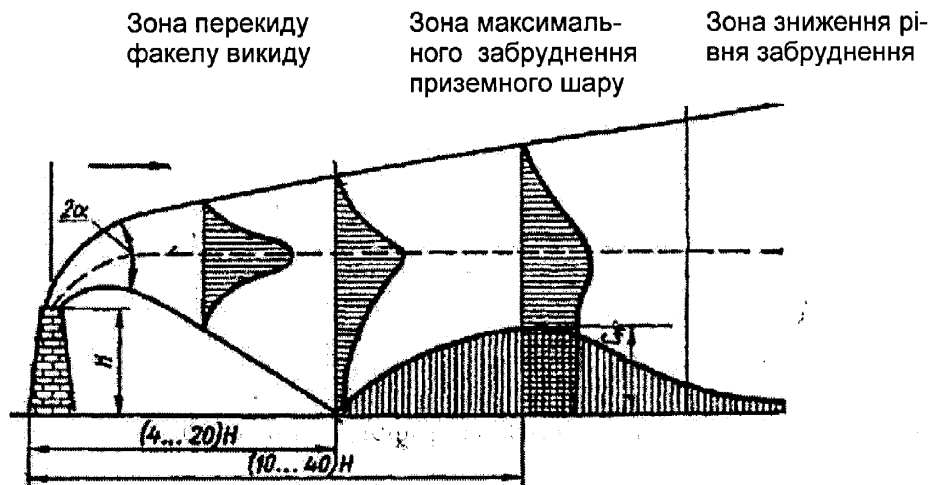


Рисунок 3.2 - Схема розподілу концентрації шкідливих речовин в атмосфері при викиді через вертикальну трубу

Під час розповсюдження хмари димового газу в атмосферному повітрі виділяються три характерні зони неоднакового забруднення приземного шару:

- зона перекидання факела викиду, що характеризується відносно невисоким вмістом шкідливих речовин в приземному шарі;
- зона максимального забруднення приземного шару;
- зона поступового зниження рівня забруднення.

Таким чином, у разі моделювання явища розсіювання шкідливих домішок, що містяться у викидах точкових промислових установок, доцільно за характеристичні параметри, окрім геометричних розмірів, прийняти швидкість розповсюдження димової хмари, час перебігу процесу, а також віддалі від джерела забруднення до точки максимальної концентрації у приземному шарі атмосферного повітря.

Прийнявши характерні розміри x_0 , y_0 та z_0 у рівняннях (3.17) – (3.19) рівними відповідним розмірам димової хмари (D_0 - діаметр, H_0 - висота) на віддалі L від джерела викиду, запишемо критерії Фур'є для напрямків x , y і z у вигляді

$$Fo_x = \frac{D_x t}{L^2} = idem \quad (3.23)$$

$$Fo_y = \frac{D_y t}{D_0^2} = idem \quad (3.24)$$

$$Fo_z = \frac{D_z t}{H_0^2} = idem \quad (3.25)$$

Таким чином, подібність модельованих явищ можна буде вважати забезпеченою у разі виконання рівностей (3.1)-(3.3), (3.7)-(3.9), (3.16) та (3.23)-(3.25).

У якості натурального зразка була вибрана реальна факельна установка з відповідними геометричними розмірами, режимними параметрами роботи та характеристиками викиду. Враховуючи необхідність виконання умов механічної подібності фізичних явищ, відображених у формулах (3.1)-(3.3), (3.7)-(3.9), (3.16) та (3.23)-(3.25) за допомогою розробленого програмного забезпечення були встановлені параметри моделі лабораторного стенду для дослідження процесів розсіювання викидів від точкових джерел забруднення приземного шару атмосферного повітря, числові значення яких наведені у таблиці 3.1.

Лабораторна установка (рис. 3.3) складається з факельного пристрою 1, який в даному випадку виступає в якості точкового джерела забруднення атмосферного повітря продуктами згорання некондиційних газів. Факельний пристрій встановлений на металевому столі, розміри якого дозволяють встановити максимальну концентрацію забруднюючої речовини на рівні приземного шару атмосфери. Балон 16, заповнений газом, склад якого відповідає некондиційній суміші вуглеводнів, що спалюються на факельних установках промислових об'єктів. Лінія подачі газу до факельного пристрою обладнана лічильником та перекривною арматурою, які дозволяють регулювати і фіксувати подачу газу. Для забезпечення стаціонарності потоку газоповітряної хмари викиду на установці передбачені дві пластини з термостійкої сталі, розташовані по обидва бо-

ки від шлейфа викиду. Вентилятор 19 призначений для забезпечення швидкості вітру, величина якої фіксується анемометром 17.

Таблиця 3.1 – Геометричні та режимні параметри лабораторного стенду та натурального зразка

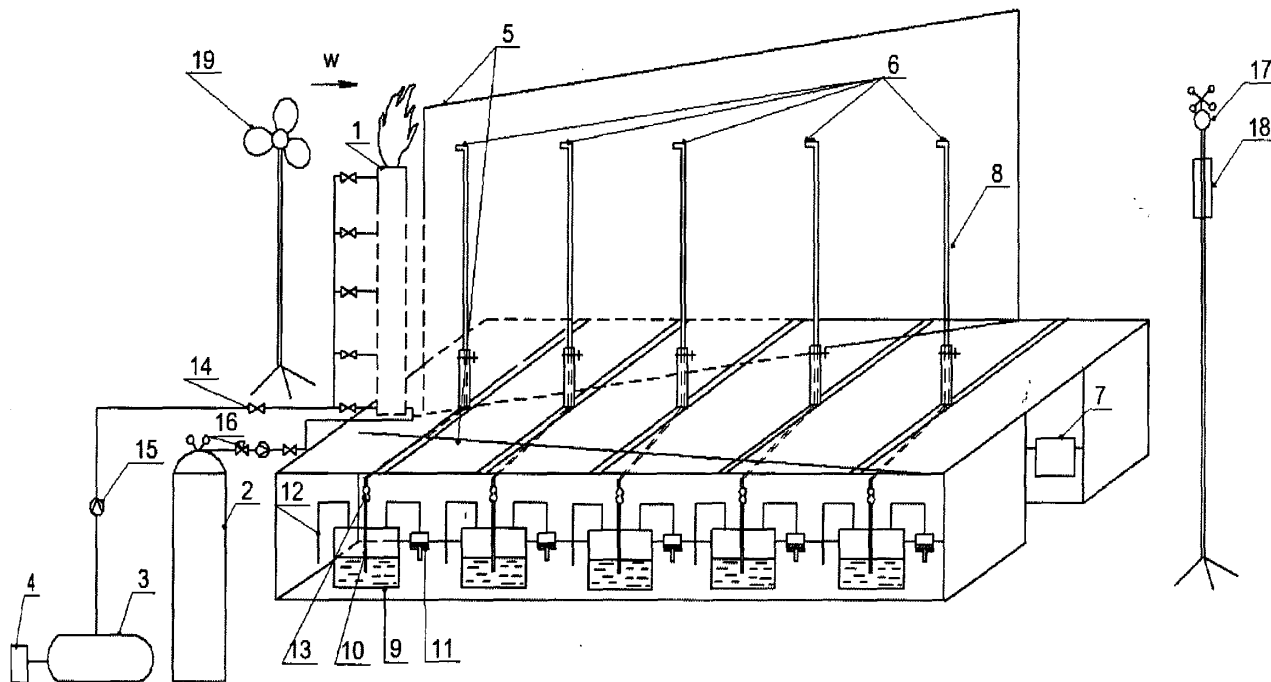
Параметр	Позначення	Експериментальна установка	Натурний зразок
Висота, м	H	35	0,35
Діаметр, м	D	0,8	0,008
Віддаль максимальної концентрації викиду, м	L	400	4
Швидкість викиду газоповітряної суміші, м/с	w	1,9	0,19
Швидкість вітру, м/с	V_B	0,1-1,5	1-15

Лабораторний стенд дозволяє фіксувати концентрацію забруднюючої речовини за довжиною, висотою та шириною шлейфа викиду. Відбір проб здійснювався за допомогою універсального пробовідбірника через відбірний зонд 8, конструкція якого дозволяє переміщатися у вертикальному (по висоті викиду) та горизонтальному (по ширині викиду) напрямках. Установкою передбачено встановлення 5 таких зондів, розташованих на однакових віддаль у горизонтальній площині за напрямом розповсюдження хмари.

Це дозволяє одночасно відбирати проби газу у п'яти точках за довжиною шлейфу викиду у горизонтальному перерізі на певній висоті димової хмари. На зондах закріплені давачі температури.

Враховуючи, що відбір проб в даному випадку був однією з найважливіших операцій, від правильності виконання якої значно залежала точність аналітичних розрахунків, виникла необхідність у виготовленні пробовідбірника, основними вимогами до якого були простота конструкції, зручність експлуатації, можливість багаторазового використання і отримання точних результатів аналізу димових газів. З цією метою був розроблений універсальний пробовідбірник (рис. 3.4), який складався зі скляного газометра 1, газової піпетки 2, прокачу-

вального пристрою 10, скляної забірної трубки 6 з конденсатозбірником 13, гумового з'єднювального шлангу 7, перекивної арматури 3, 4 та відбірного металевого зонда 8, положення якого фіксувалося у необхідному місці металевого стола 11 лабораторного станду.

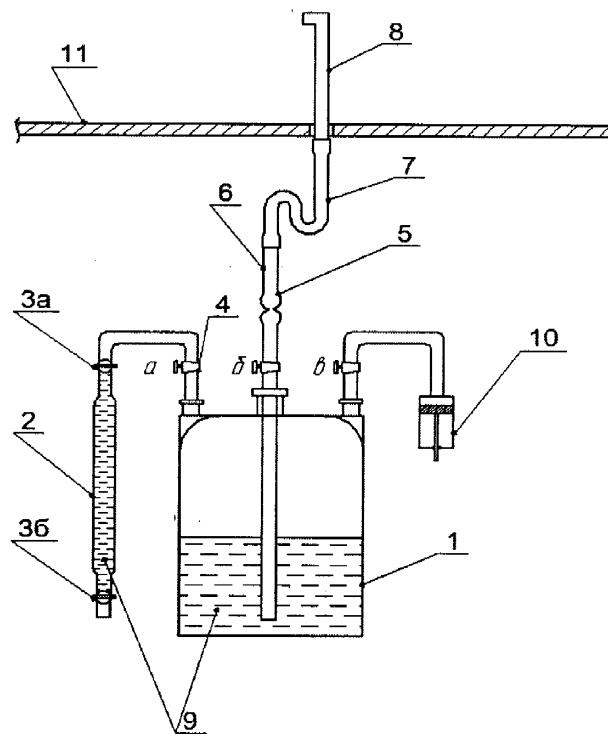


1 - факельний пристрій; 2 - балон з газом; 3 - ресівер; 4 - компресор; 5 - пластини з термостійкої сталі; 6 - термопари; 7 - вторинний вимірювальний прилад; 8 - трубки для відбору проб; 9 - універсальний пробовідбірник; 10 - забірна трубка; 11 - прокачувальний пристрій; 12 - газова піпетка; 13 - конденсатозбірник; 14 - крани; 15 - ротаційний витратомір; 16 - редуктор; 17 - анемометр; 18 - психрометр; 19 - вентилятор

Рисунок 3.3 – Схема лабораторної установки

В основу принципу роботи пробовідбірника покладений найбільш поширений спосіб відбору газу шляхом витіснення останнім запірної рідини з вимірювальних бюреток [112]. В якості запірної рідини був використаний насичений водяний розчин хлористого натрію (NaCl), оскільки він практично не розчиняє газу і не утворює стійких крапель на поверхні скла. Для проведення відбору проб газова піпетка заповнюлася соляним розчином таким чином, щоб у ній не залишалось повітря і під'єднувалася до газометра, який на 30 % від об'єму був заповнений запірною рідиною. Для попередження можливості підсмоктування повітря під час відбору проб газометр попередньо перевірявся на герметич-

ність. Після продування газометра і з'єднувальних елементів пробовідбірника димовими газами кран 4б закривався і у газометрі за допомогою прокачувального пристрою 10 створювався вакуум. Після чого послідовного закривався кран 4в та відкривався кран 4а. За рахунок різниці тисків газ забірною трубкою, барботуючи через запірну рідину, надходив у вільний об'єм газометра до моменту встановлення в ньому тиску рівного атмосферному.



1 – газометр; 2 – газова піпетка; 3 – прохідні крани; 4 – крани газометра;
5 - конденсатозбірник; 6 – забірня трубка; 7 – гумовий шланг; 8 – забір-
ний зонд; 9 – соляний розчин; 10 – прокачувальний пристрій; 11 – стіл

Рисунок 3.4 – Схема універсального пробовідбірника

З метою попередження можливого забруднення аналізованого зразка проби вологою, утвореною внаслідок охолодження газу під час його руху від точки відбору до газометра, у забірній трубці передбачений конденсатоутримувач 5. Відбір проби у газову піпетку проводився за умов відкритих прохідних кранів 3а і 3б на вході і виході піпетки шляхом витіснення запірної рідини газом, що надходив у неї з газометра через кран 4а за рахунок різниці тисків до моменту залишку у піпетці до 10 % запірної рідини. Після чого, послідовно закривалися

спочатку кран на виході, потім кран на вході у піпетку, завдяки чому відібрана проба знаходилась під деяким надлишковим тиском. Таким чином, виключалась можливість розбавлення газу повітрям. Зрештою, піпетка від'єднувалася від пробовідбірника і на її місце встановлювалася інша, підготовлена для відбору наступної проби.

3.2.2 Методика проведення експериментальних досліджень та обробка результатів вимірювань

Проведення експериментальних досліджень розсіювання продуктів згорання газоподібних вуглеводнів в атмосферному повітрі на запропонованому лабораторному стенді мало на меті вирішення таких завдань:

- встановлення співвідношення величин коефіцієнтів турбулентної дифузії продуктів згорання вуглеводневих газів в атмосферному повітрі за напрямками поширення димової хмари;
- визначення впливу умов навколишнього середовища на параметри розповсюдження димових газів;
- встановлення розподілу просторово-часового поля концентрацій за напрямками x , y , z ;
- отримання графічних залежностей та математичних моделей для визначення фактичних величин характеристичних параметрів, що впливають на процеси розсіювання димових газів в атмосферному повітрі.

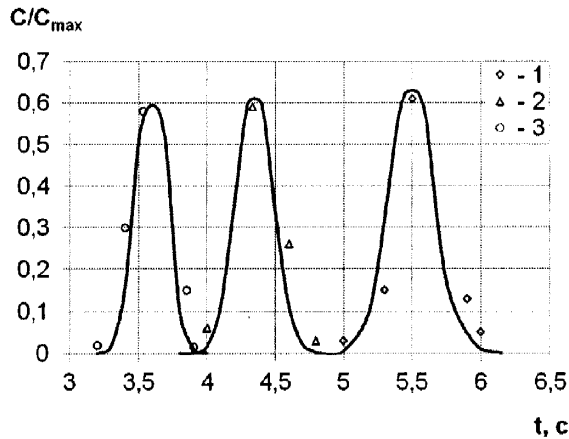
Проведення експериментальних досліджень починалося з підготовки лабораторної установки, що полягало у виведенні факельного пристрою на робочий режим, встановленні усталеного руху димової хмари продуктів згорання та визначенні місця розташування зондів для відбору проб. Некондиційний газ, склад якого апріорі був визначений за допомогою портативного аналізатора RIKEN KEIKI, подавався через відкритий кран до нижнього кінця факельного стояка 1. Регулювання подачі газу здійснювалося клапаном 16. Після досягнення стійкого горіння газоповітряної суміші у факельному пристрої, в роботу

включався вентилятор 19, за допомогою якого шляхом зміни обертової частоти, відбувалося регулювання швидкості руху атмосферного повітря, тобто швидкості вітру. Дослідження проводилися у діапазоні швидкостей руху повітряних мас від 1 до 15 м/с, що для умов лабораторної установки відповідало значенням 0,1-1,5 м/с. Для конкретного значення швидкості вітру, після досягнення усталеного руху хмари димових газів, проводився відбір проб продуктів згорання у п'яти, розташованих на одній висоті і з певним інтервалом за довжиною шлейфа викиду точках. Відбір проб здійснювався за допомогою зондів 8 та універсальних пробовідбірників 9 у скляні газові піпетки 12, які після закінчення експерименту перекривалися кранами, від'єднувалися від пробовідбірників і зберігалися у спеціально відведеному місці, захищеному від попадання прямих сонячних променів та впливу джерел тепла до моменту проведення їх аналізу. Аналіз проб здійснювався в лабораторних умовах на хроматографі "Кристаллюкс-4000М". За допомогою описаного методу було відібрано п'ять проб продуктів згорання за умов швидкості вітру 5 м/с (0,5 м/с для лабораторного стенду). Зонди під час проведення експерименту були розташовані по осі факела викиду. З метою спрощення проведення замірів концентрацій в об'ємі факела викиду дослідної установки був використаний автоматичний газоаналізатор неперервного контролю ГАНК-4 (Росія). Априорі була проведена звірка даних, отриманих у разі вимірювання за однакових умов концентрацій за допомогою ГАНК-4 та відбору проб, описаним вище методом. Розбіжність отриманих результатів величин концентрацій не перевищувала 5 %, що дало підстави для обґрунтованого використання даного приладу з метою подальших вимірювань. Прилад ГАНК-4 складається з моноблоку, пробозабірної зонду, забірної та пилового фільтрів. З метою збільшення числа контрольованих речовин у приладі окрім змінних хімічних касет встановлені термokatалітичні, напівпровідникові електрохімічні та фотоіонізаційні здавачі, завдяки чому прилад здатен контролювати більше 300 речовин.

В ході проведення експериментальних досліджень визначалися величини концентрацій оксидів азоту та сажі у полі простору димової хмари викиду для

певного значення швидкості вітру. Змінюючи величину швидкості вітру, досліди повторювалися. Результати експериментальних досліджень наведені в додатку Б.

На основі отриманих результатів для різних метеорологічних умов були побудовані криві розподілу концентрацій продуктів згорання в просторово-часовому полі за окремими напрямками поширення димової хмари (рис. 3.5 – 3.7).



- 1 - швидкість вітру 0,7 м/с;
- 2 - швидкість вітру 0,9 м/с;
- 3 - швидкість вітру 1,1 м/с

Рисунок 3.5 – Експериментальні криві розподілу концентрацій продуктів згорання за напрямком вітру

Аналіз даних залежностей дозволяє зробити висновок, щодо певних закономірностей розподілу концентрацій шкідливих речовин та впливу метеорологічних умов, зокрема величини та напрямку швидкості вітру на розсіювання димових газів у атмосферному повітрі. Як видно з рисунка 3.5 відмінна від нуля концентрація шкідливої речовини у повітрі на рівні підстилаючої поверхні спостерігається лише на деякій віддалі від джерела викиду, що відповідає певному моменту часу, причому концентрація димового газу поблизу джерела залишається нульовою. Даний факт свідчить про наявність так званої зони перекиду димової хмари, яка характеризується відсутністю або мінімальним вмістом шкідливих речовин в приземному шарі. У момент коли, шлейф викиду доторкається підстилаючої поверхні, концентрація домішок на рівні приземного шару починає зростати і у певний момент часу досягає максимального значення. При цьому, якщо розглянути розподіл концентрацій за довжиною хмари у вертикальних

перерізах (рис 3.6), то можна побачити, що точки, які відповідають максимальним її значенням розташовані чітко на осі хмари розповсюдження за напрямком вітру.

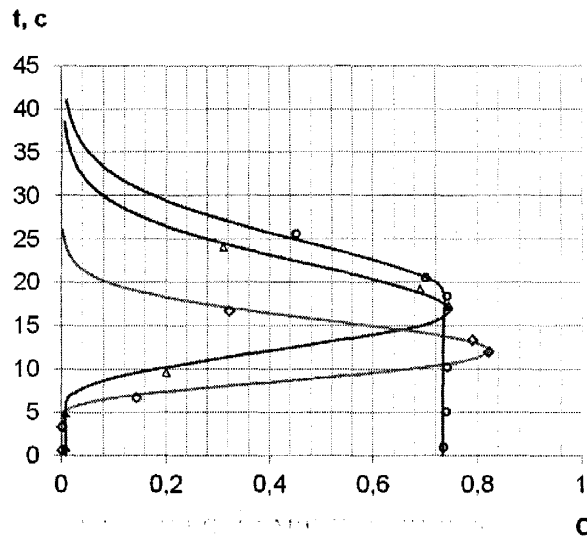


Рисунок 3.6 – Експериментальні криві розподілу концентрацій продуктів згорання по довжині хмари викиду у вертикальному напрямі за умов швидкості вітру 0,1 м/с

При чому, чим далі від джерела знаходиться переріз, тим меншою стає величина максимальної концентрації, пік кривої поступово згладжується і зменшення концентрацій по відношенню до її максимального значення у вертикальному напрямі стає мало змінним. Отже, у зоні максимального забруднення приземного шару розподіл концентрацій у вертикальному напрямі (за висотою хмари викиду) від осі хмари до рівня підстилаючої поверхні залишається практично незмінним і наближається до величини максимальної концентрації. Подальша дисперсія, з врахуванням впливу топографічних особливостей підстилаючої поверхні призводить до поступового зниження рівня забруднення приземного шару.

Як показують результати експериментальних досліджень, одним з основних і найбільш вагомих метеорологічних факторів, що впливають на розповсюдження шкідливих домішок в атмосфері є турбулентний рух повітря – вітер. Отримана на основі експериментальних даних графічна залежність, наведена на рисунку 3.7, наочно відображає, що збільшення величини швидкості руху пові-

тряних мас призводить до зниження максимальної приземної концентрація шкідливої речовини.

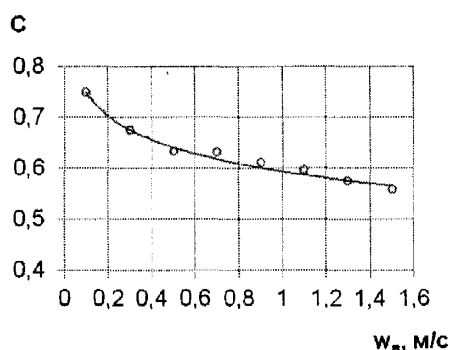


Рисунок 3.7 – Динаміка зміни максимальної приземної концентрації димових газів за величиною швидкості руху повітряних мас

З фізичної точки зору дане спостереження можна пояснити таким чином: посилення вітрової активності підвищує інтенсивність переміщування повітряних мас, що неодмінно сприяє перенесенню та розсіюванню шкідливих домішок в атмосфері. У випадку сильного вітру спостерігається зменшення початкового підйому домішок над джерелом викиду, але разом з тим відбувається зростання швидкості перенесення домішок на значні віддалі, при цьому інтенсивна турбулізація потоку повітряних мас призводить до активного розбавлення викиду чистим повітрям, в результаті чого величина максимальних концентрацій шкідливих речовин на момент їх опускання до рівня підстилаючої поверхні стає суттєво меншою.

Узагальнивши результати експериментальних досліджень, можна отримати картину розсіювання шкідливих домішок в атмосферному повітрі, подібну до наведеної на рисунку 3.2. Тобто, розповсюдження домішок відбувається в межах димової хмари, яка у міру віддалення від джерела викиду спочатку піднімається над ним, а потім починає опускатися і на певній віддалі, в залежності від метеорологічних умов (швидкості вітру) та параметрів викиду, в межах від 4 до 10 висот джерела торкається приземного шару, а на віддалі від 10 до 20 висот спостерігається максимальна приземна концентрація. Отже, отримані результати експериментальних досліджень досить добре узгоджуються з даними,

наведеними в роботах [25], що засвідчує достовірність відображення побудованою експериментальною моделлю основних найбільш суттєвих рис явища реальної картини розповсюдження шкідливих домішок, що містяться у викидах факельних установок промислових підприємств.

За результатами проведених експериментальних досліджень, на основі методики визначення коефіцієнта змішування, наведеної у розділі 2 роботи, шляхом зіставлення дослідних кривих розподілу концентрацій за напрямками x , y і z повітряного простору та аналітичної залежності у вигляді формули (2.26), були встановлені значення коефіцієнтів вертикальної, горизонтальної та повздожньої дифузії розробленої моделі натурального зразка джерела викиду шкідливих речовин за різних метеорологічних умов. Розрахунки проводилися з використанням методу найменших квадратів на базі математичного модуля системи MathCad. Результати наведені в додатку Б.

Порівнюючи отримані результати з величинами коефіцієнтів турбулентної дифузії, одержаними для натурального зразка, можна встановити між ними, як між елементами двох подібних явищ, співвідношення і тим самим визначити дифузійний масштабний множник і звести його до коефіцієнта лінійного масштабу.

Отже, для усіх розглядуваних напрямків поширення димової хмари, з врахуванням вибраного лінійного масштабу $k_i = 1.00$

$$D = dk_i \sqrt{k_i}, \quad (3.26)$$

де D, d - коефіцієнти турбулентної дифузії відповідно для натурального зразка та моделі в усіх напрямках розповсюдження шкідливих домішок.

Отримане співвідношення (3.26) забезпечує рівність залежностей (3.23)-(3.25), що є останньою умовою доведення подібності модельованих явищ. Таким чином, можна вважати побудовану експериментальну модель цілком адекватною, яка з достатньою точністю відображає реальну картину розсіювання шкідливих домішок, що містяться у викидах факельних установок.

На основі аналізу отриманих експериментальних даних були встановлені

співвідношення між коефіцієнтами вертикальної, поздовжньої та горизонтальної дифузії, які не залежно від режимних параметрів джерела та метеорологічних умов з похибкою до 1 % приймали значення

$$d_y = 0,7d_x, \quad (3.27)$$

$$d_z = 1,1d_x, \quad (3.28)$$

де d_x, d_y, d_z - коефіцієнти турбулентної дифузії відповідно у поздовжньому, горизонтальному та вертикальному напрямках дисперсії домішок, встановлених на модельному зразку джерела викиду.

Отримані результати узгоджуються з даними, отриманими в роботі [113].

Враховуючи отриману рівність (3.23), співвідношення (3.27) та (3.28) можна застосувати і для натурального зразка. Отже,

$$D_y = 0,7D_x, \quad (3.29)$$

$$D_z = 1,1D_x. \quad (3.30)$$

Таким чином, у разі необхідності з метою отримання картини розсіювання шкідливих домішок в атмосферному повітрі значень коефіцієнтів турбулентної дифузії у різних напрямках розповсюдження викиду, доцільно і цілком достатньо визначити величину коефіцієнта змішування відповідної речовини у поздовжньому напрямі і використовуючи залежності (3.29), (3.30), встановити характер вертикальної та горизонтальної дифузії.

3.2.3 Математична обробка результатів експериментальних досліджень

Числові значення критеріїв подібності є єдиною кількісною ознакою узагальненого випадку, що передбачає використання величин комплексного типу, відповідно встановлення рівності вибраних чисел Фур'є та Струхалія, які характеризують розглядувані процеси моделі та натурального зразка, і забезпечує виконання необхідної передумови подібності досліджуваних явищ.

Аналіз отриманих під час проведення експериментальних досліджень величин характеристичного часу, віддалі та швидкості процесу розвитку подій, дозволяє встановити характерне співвідношення і підібрати з достатньою точністю відповідну апроксимуючу залежність між визначеними комплексами гомохронності Фур'є і Струхалю, графічна інтерпретація якої, з розподілом за вибраними координатами (x, y, z) просторового поля, наведена на рисунках 3.8-3.10.

Отримані графічні залежності між безрозмірними комплексними змінним Фур'є і Струхалю, побудовані для різних напрямків розповсюдження димової хмари викиду у просторі, мають подібну форму, але різну інтенсивність зміни величин. Спостерігається чітка закономірність збільшення величини параметра Фур'є у напрямку зростання числа Струхалю до досягнення ним певного значення, яке як видно з рисунків 3.8 – 3.10 для усіх напрямків дорівнює 1, подальше зростання величини параметра Струхалю призводить до зменшення числового значення критерія Фур'є.

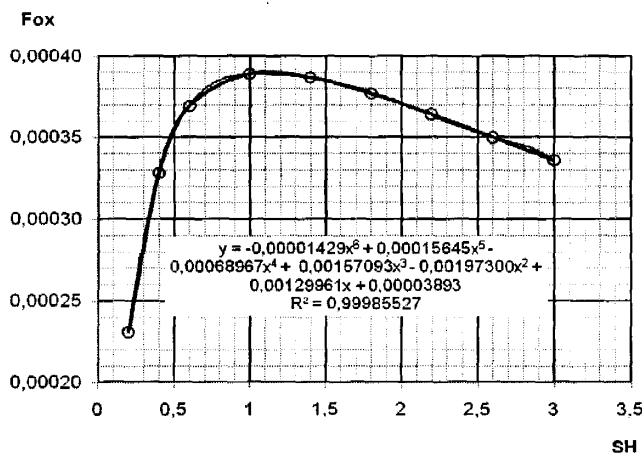


Рисунок 3.8 – Графічна інтерпретація співвідношення критеріїв Фур'є та Струхалю у поздовжньому напрямі поширення димової хмари

Оскільки критерій Струхалю встановлює відповідність між періодом, який визначає темп розвитку зовнішніх впливів та темпом тих змін, які виникають в системі в результаті руху середовища, то зрозуміло, що у випадку $SH=1$, зазначені часові характеристики стають рівними. Розглядаючи дане твердження в контексті питання розповсюдження димішок в атмосферному повітрі, і вра-

ховуючи, що критерій F_0 відображає визначену відповідність між темпом зміни умов навколишнього середовища і темпом перебудови концентраційного поля всередині хмари, можна зробити висновок, що параметр Фур'є досягає максимального значення в той момент, коли тривалість, що визначає швидкість зміни в часі зовнішнього стану системи стає рівною проміжку часу, протягом якого концентрація шкідливої речовини у приземному шарі повітря не досягне максимальної величини.

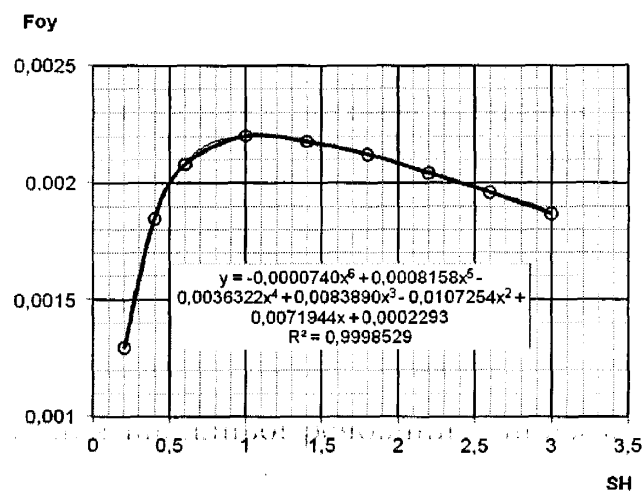


Рисунок 3.9 – Графічна інтерпретація співвідношення критеріїв Фур'є та Струхала у горизонтальному напрямі поширення димової хмари

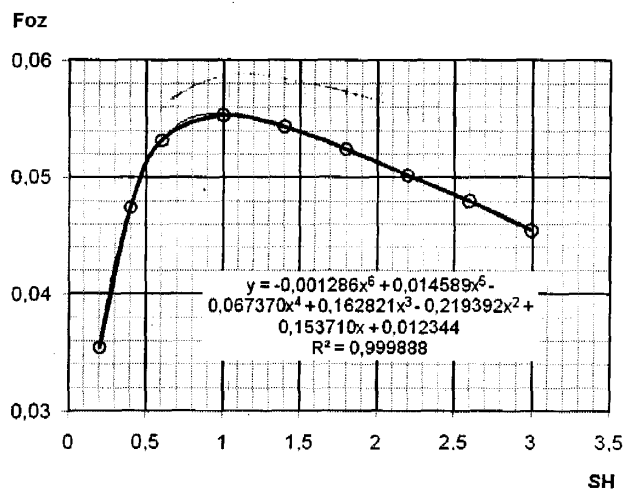


Рисунок 3.10 – Графічна інтерпретація співвідношення критеріїв Фур'є та Струхала у вертикальному напрямі поширення димової хмари

Збільшення швидкості вітру в невеликому діапазоні числових значень сприяє підвищенню турбулізації потоку повітряного середовища та відповідно

інтенсивності змішування викиду з чистим повітрям, що знаходиться на межі хмари димових газів. В такому випадку основним фактором, що відображає процес розсіювання домішок, є зміни структури концентраційного поля в середині системи, які відбуваються з швидкістю, що залежить певним чином від її індивідуальних властивостей, тобто зміни коефіцієнта турбулентної дифузії. У разі подальшого збільшення вітрової активності відбувається зростання швидкості перенесення домішок, що містяться у повітряних масах. В даному випадку більшого впливу набуває інтенсивність розвитку у часі тих збурень, які надходять у систему ззовні і впливають на розподіл концентрації, що формується у хмарі викиду.

Отримані залежності дозволяють встановити величину коефіцієнта турбулентної дифузії димових газів в атмосферному повітрі за різних метеорологічних умов навколишнього середовища. Практичне застосування даних залежностей вимагає встановлення числового значення параметра Струхалія, який відображає відповідність між характерною величиною часу розвитку події t та його характеристичним значенням $\frac{l}{w_0}$. В ході проведення експериментальних

досліджень розсіювання димових газів на моделі факельного пристрою у якості характерного значення тривалості перебігу процесу розсіювання був вибраний час розповсюдження димових газів до моменту досягнення хмарою місця максимального забруднення приземного шару атмосферного повітря. Відповідні характеристичні значення $\frac{l}{w_0}$ були відображені співвідношенням віддалі від

джерела викиду до точки максимальної концентрації забруднюючої речовини та величиною швидкості вітру. На основі отриманих експериментальних даних основних параметрів розповсюдження димової хмари з врахуванням встановлених коефіцієнтів масштабності моделювання фізичних явищ з достатньою для забезпечення необхідної точності величиною достовірності апроксимації R^2 , були встановлені закономірності, які відображають співвідношення між характерною віддалю поширення димової хмари та вітровою активністю атмосферного повітря

$$t = 231,4w^{-0,77}, \quad R^2 = 0,984; \quad (3.31)$$

$$l = 5,7 \cdot 10^{-6} t^3 - 1,0873 \cdot 10^{-3} t^2 + 0,1334t + 387,58, \quad R^2 = 0,999. \quad (3.32)$$

За формулою (3.16) з використанням залежностей (3.31), (3.32) для відповідних величин швидкості вітру встановлювалися числові значення критерію Струхаля. Використовуючи залежності 3.8 – 3.10 за встановленим значенням параметра SH визначалися відповідні величини критерію Fo за поширенням димової хмари у напрямку вітру. За формулою (3.23) встановлювалися величини коефіцієнта турбулентної дифузії у поздовжньому напрямі поширення димової хмари D_x . Наведена методика опрацювання експериментальних даних, дозволила встановити закономірність безпосереднього впливу швидкості вітру на величину коефіцієнта турбулентної дифузії, графічна інтерпретація якої наведена на рисунку 3.11.

Апроксимація залежності 3.11, з достатньою точністю, дозволяє встановити математичну модель для визначення коефіцієнта турбулентної дифузії у поздовжньому напрямі поширення димової хмари в залежності від вітрової активності атмосферного повітря у вигляді

$$D_x = 0,274w^{0,741}. \quad (3.34)$$

Отримані на основі експериментальних досліджень співвідношення (3.36), (3.37) дозволяють визначити величини коефіцієнтів турбулентної дифузії у вертикальному та поперечному напрямках розсіювання забруднюючих речовин.

Аналогічні дослідження були проведені для визначення закономірності впливу швидкості вітру на величину коефіцієнта дифузії сажі, що є також неодмінним компонентом продуктів нерегульованого спалення газоподібних вуглеводнів. Математична залежність такої закономірності відображена формулою

$$D_x = 0,134w^{0,760}. \quad (3.35)$$

Аналіз кривої (рис. 3.11) вказує на те, що зі зростанням вітрової активності атмосферного повітря величина коефіцієнта турбулентної дифузії як у поздовж-

ньому так і, враховуючи співвідношення (3.29), (3.30), у вертикальному та поперечному напрямках поширення димової хмари збільшується за степеневою залежністю, яка є достатньо близькою до лінійної моделі. Слід зазначити, що подібна закономірність була отримана під час проведення експериментальних досліджень визначення коефіцієнта змішування у трубопроводі великого діаметра.

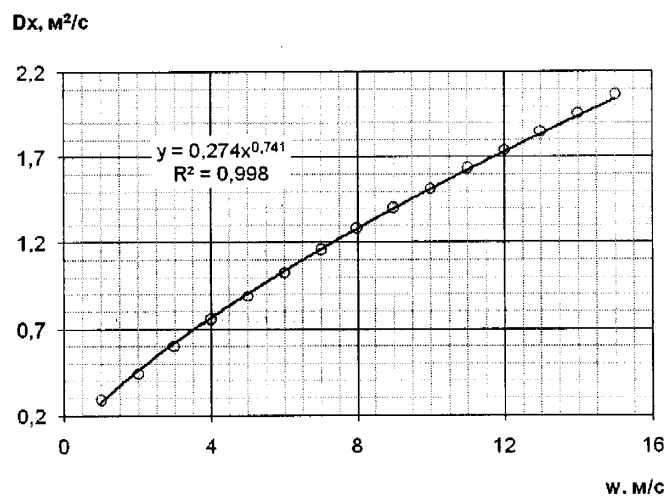


Рисунок 3.11 – Графічна інтерпретація залежності коефіцієнта турбулентної дифузії димових газів від швидкості вітру у напрямку розповсюдження хмари викиду

Отже, величина швидкості вітру є одним з найбільш визначальних факторів, які впливають на інтенсивність дифузійних процесів димових газів та їх розсіювання в атмосферному повітрі. Збільшення швидкості вітру до певного значення (5-7 м/с за результатами досліджень) сприяє підвищенню турбулізації потоку, внаслідок чого основну роль у розсіюванні домішок відіграють дифузійні процеси змішування, що сприяє зниженню величини максимальної приземної концентрації. У разі підвищення вітрової активності до значень, які перевищують 7 м/с, вирішальним фактором у процесі розповсюдження домішок стає конвективне перенесення їх повітряними течіями. В результаті, окрім зменшення величини максимальної концентрації, зростає віддаль від джерела викиду до точки максимального забруднення приземного шару атмосферного повітря, що неодмінно слід враховувати під час визначення санітарно-захисних зон (СЗЗ) промислових підприємств.

Таким чином, отримані залежності коефіцієнтів турбулентної дифузії дозволяють вирішити питання розповсюдження димових газів в атмосферному повітрі і розробити методику розрахунку забруднення атмосфери з врахуванням основних природних факторів та параметрів роботи джерела викиду. Подальша реалізація методики у програмному забезпеченні моделювання розсіювання шкідливих речовин дозволить здійснювати оцінку існуючого та прогнозованого стану повітряного басейну з метою дослідження низки факторів, впливаючи на які можна значно знизити техногенне навантаження на навколишнє середовище.

3.3 Розробка та реалізація моделі розповсюдження димових газів в атмосферному повітрі

В загальному випадку концентрація забруднюючих речовин, що надходять до атмосферного повітря від промислових джерел викиду, є достатньо складною функцією залежності координат і в кожній точці простору змінюється у часі під впливом низки факторів. Дослідження закономірностей зміни величини концентрації в просторово-часовому полі на основі рівнянь, які найбільш точно відображають сутність процесів емісії та розсіювання забруднюючих речовин, в загальному випадку можливе лише з допомогою чисельних методів з подальшою реалізацією побудованого рішення з використанням сучасних комп'ютерних технологій.

Розглядаючи процеси емісії та розсіювання шкідливих домішок в контексті загальної постановки проблеми з урахуванням усіх факторів, що можуть чинити вплив на розповсюдження димових газів в атмосферному повітрі, дослідження і кількісна оцінка забруднення атмосфери домішками різного походження є достатньо далекою від завершення. Не дивлячись на це, на сьогоднішній день, проведений великий обсяг оцінок стану навколишнього середовища для окремих часткових випадків, отриманих на основі певних припущень щодо джерел викиду, характеру і умов руху, коефіцієнтів рівнянь та ін.

Одним з таких часткових випадків є напівемпіричне рішення рівняння для точкового незатемненого джерела, запропоноване Головною геофізичною обсерваторією ім. Воейкова. Дана методика дозволяє визначити концентрації шкідливих домішок, що містяться у викидах димових труб, лінійних і площинних джерел у двометровому шарі атмосферного повітря на рівні землі, а також у вертикальному та горизонтальному перерізі димового факела на віддалі не більше 100 км від джерела. Аналіз результатів розрахунку приземних концентрацій за нормативною методикою, дає можливість зробити висновок щодо існування певних ймовірнісних особливостей отриманих кількісних величин. Відомо, що розрахункові формули відображають значення того чи іншого параметра в залежності від сукупності факторів, що визначають досліджувані процеси. Відхилення фактично виміряного значення від розрахункового повинно вкладатися у межі похибки математичної моделі і вимірювань і не перевищувати 10-20 %.

Концентрації забруднюючих речовин, встановлені під час інструментальних спостережень, виявляються, як правило, значно нижчими за розраховані за нормативною методикою для однакових метеорологічних умов та режимних параметрів джерел викиду. При цьому, результати підфакельних замірів наявних концентрацій шкідливих речовин свідчать про зміну їх величин у полі забруднення приземного шару у достатньо широких межах, при цьому, як виявляється, їх розподіл найбільш точно підпорядковується стохастичним та ймовірнісним законам.

Враховуючи природу атмосферної дифузії та результати проведених експериментальних досліджень і інструментальних спостережень, була побудована математична модель розповсюдження в атмосферному повітрі шкідливих домішок, що містяться у викидах промислових установок, призначених для спалювання некондиційних вуглеводневих газів, яка достатньо точно відображає фізичні процеси, що відбуваються під час емісії та розсіювання забруднюючих речовин.

Розповсюдження забруднюючих речовин в газових середовищах визначається двома основними процесами: конвективним перенесенням внаслідок усередненого руху середовища і дифузійною за рахунок турбулентності. Крім того важливу роль відіграють процеси захоплення домішок краплинами вологи, що міс-

тяться у хмарах та туманах. Тому математична модель повинна правильно описувати як поле середніх швидкостей, так і характеристики турбулентної дифузії, враховуючи при цьому властивості забруднюючих речовин.

Система точних рівнянь, що описують в часі всі деталі еволюції поля швидкостей і концентрацій в практичному завданні, не може бути вирішена за допомогою сучасних обчислювальних засобів. Єдиний економічно виправданий вихід полягає в рішенні рівнянь усередненого руху, якими визначається розподіл усереднених за часом величин. Звичайно тільки середні величини і мають практичний зміст. При цьому час усереднювання повинно бути багато більшим тимчасового масштабу турбулентності, але багато меншим тимчасового масштабу усередненої течії (наприклад, добового циклу в приземному шарі атмосфери). Рівняння усередненого руху містять члени, що описують турбулентне перенесення. Для замикання системи рівнянь (тобто для її вирішення) ці члени повинні бути апроксимовані за допомогою певної моделі турбулентності. Основна вимога до таких моделей полягає в тому, щоб вони були відносно прості і придатні для практичних розрахунків і в той же час враховували найбільш істотні чинники, що визначають розсіювання забруднюючих речовин.

Під час створення математичної моделі розсіювання димових газів були використані стахостичні рівняння, які з достатньою точністю відображають дифузійні процеси розповсюдження димових газів в повітряному середовищі, а також більш точно враховані фізичні властивості речовин, що викидаються джерелом забруднення [114, 115].

Для побудови моделі були прийняті такі припущення:

- повітряний простір є необмеженим зверху та з боків;
- відома швидкість руху повітряних мас, м/с

$$\vec{a}(\vec{x}) = (a^{(1)}; a^{(2)}; a^{(3)}); \quad (3.35)$$

- відома матриця дифузії у повітрі, для визначення якої проводилися експериментальні і теоретичні дослідження турбулентного змішування димових газів в потоці атмосферного повітря, m^2/s

$$B(\vec{x}) = \begin{pmatrix} b^{(11)} & b^{(12)} & b^{(13)} \\ b^{(21)} & b^{(22)} & b^{(23)} \\ b^{(31)} & b^{(32)} & b^{(33)} \end{pmatrix}; \quad (3.36)$$

- джерело димових газів знаходиться на висоті h , м, від підшви повітряного простору і має площу S , м²;
- швидкість надходження продуктів згорання є відомою, ν , м/с;
- концентрація диму біля джерела відома і дорівнює, C_0 , мг/м³.

Траєкторія руху частинки в деякому середовищі під дією теплового руху молекул та його макроскопічного переносу може бути описана, як реалізація $\vec{x}(t)$ випадкового дифузійного процесу з вектором переносу \vec{a}_p та матрицею дифузії B . Такі реалізації можна одержувати, як розв'язки стохастичного диференціального рівняння

$$d\vec{x}(t) = \vec{a}_p(t, \vec{x}(t)) \cdot dt + \sqrt{B(\vec{x}(t))} \cdot d\vec{w}(t), \quad (3.37)$$

з деякою початковою умовою

$$\vec{x}(0) = \vec{x}_0, \quad (3.38)$$

де $\vec{w}(t)$ - тривимірний стандартний вінерівський процес;

$\vec{a}_p(t, \vec{x})$ - вектор переносу, який може бути описаний рівнянням

$$\vec{a}_p(t, \vec{x}) = \vec{a}(\vec{x}) + (0; 0; \nu(t)), \quad (3.39)$$

де $\nu(t)$ - швидкість у вертикальному напрямі руху частинки.

На частинку, яка вилітає з джерела висотою h з початковою швидкістю ν_0 і рухається в повітряному середовищі, діють сили її ваги P та опору повітря R . Приймавши дану частинку за матеріальну точку, диференціальне рівняння її руху для випадку підйому над джерелом її викиду можна записати у вигляді

$$m \frac{dv}{dt} = -P - R, \quad (3.40)$$

Для випадку опускання частинки до рівня підстилаючої поверхні рівняння її руху набуває вигляду

$$m \frac{dv}{dt} = P - R. \quad (3.41)$$

Розв'язавши рівняння (3.40), (3.41), визначається швидкість руху частинки у вертикальному напрямі $v(t)$.

Знайшовши ймовірність $P(t, \vec{x}_0, \Gamma)$ попадання дифузійного процесу, який стартував у точці \vec{x}_0 , за час t в область Γ , можна знайти концентрацію забруднюючих речовин в кожній точці \vec{x} повітряного простору в будь-який момент часу t за формулою

$$C(t, \vec{x}) = C_0 \cdot v \cdot \lim_{\delta \rightarrow 0} \frac{1}{V(\Gamma_{\vec{x}})} \int_0^t d\tau \int_E P(\tau, \vec{y}, \Gamma_{\vec{x}}) d\vec{y}, \quad (3.42)$$

де $\Gamma_{\vec{x}}$ - окіл точки \vec{x} ;

δ - діаметр $\Gamma_{\vec{x}}$;

$V(\Gamma_{\vec{x}})$ - об'єм $\Gamma_{\vec{x}}$;

E - область надходження у повітряний простір диму.

Форма димової хмари буде визначатися нерівністю

$$C(t, \vec{x}) \geq C_{cp}, \quad (3.43)$$

де C_{cp} - деякий граничний рівень концентрації диму.

Основним у застосуванні формули (3.42) є обчислення ймовірності $P(t, \vec{x}_0, \Gamma)$. На практиці можна обмежитись оцінкою такої ймовірності, яку можливо знайти шляхом моделювання великої кількості траєкторій – розв'язків рівняння (3.37).

Оцінкою ймовірності $P(t_k, \xi, \Gamma)$ попадання в момент часу t_k траєкторії дифузійного процесу, що стартував з точки ξ , в область $\Gamma \in Q_k$ відношення кількості траєкторій, для яких $\vec{x}_k \in \Gamma$, до загальної кількості змодельованих траєкторій. Замінивши інтеграли в (3.42) відповідними сумами та взявши достатньо

малі околиці (об'єму V) точок, в яких нас цікавить значення концентрації диму, одержимо розрахункову формулу для обчислення $C(t_k, \bar{x})$

$$C(t_k, \bar{x}) \approx \frac{C_0 \cdot v}{V} \cdot \sum_{i=1}^k Q_i \Delta t \quad (3.43)$$

На основі наведених вище теоретичних викладень був розроблений програмний пакет орієнтований на систему Mathcad, який дозволяє проводити моделювання зміни формування і розповсюдження димової хмари у просторі повітряного середовища з врахуванням фізичних властивостей забруднюючих речовин, що містяться у викиді та метеорологічних умов району розташування джерела емісії.

Використовуючи розроблене програмне забезпечення, були проведені розрахунки процесів розсіювання різних за фізичними властивостями шкідливих домішок димової хмари викиду за умов змінної інтенсивності вітрової активності повітряного середовища. Оскільки найбільш токсичними речовинами, що містяться у продуктах неповного згорання вуглеводневих газів є оксиди азоту та, з точки зору можливого акумулювання 3,4 бенз(а)пірену, сажа, то саме ці компоненти були вибрані для ілюстрації процесів розповсюдження забруднень в атмосферному повітрі з використанням розробленої моделі. Фізико-хімічні характеристики зазначених речовини суттєво відрізняються, що дозволяє надати репрезентативну оцінку впливу на стан навколишнього середовища викиду шкідливих речовин з урахуванням їх властивостей, метеорологічних умов та параметрів джерела забруднення.

На рисунках 3.12 – 3.17 наведені графічні результати виконання процедури моделювання форми димової хмари та розподілу у приземному шарі атмосферного повітря просторово-часового поля концентрацій сажі та оксидів азоту, що містяться у викиді точкового джерела забруднення з визначеними геометричними розмірами та параметрами роботи за умови швидкості вітру 2; 3 та 5 м/с.

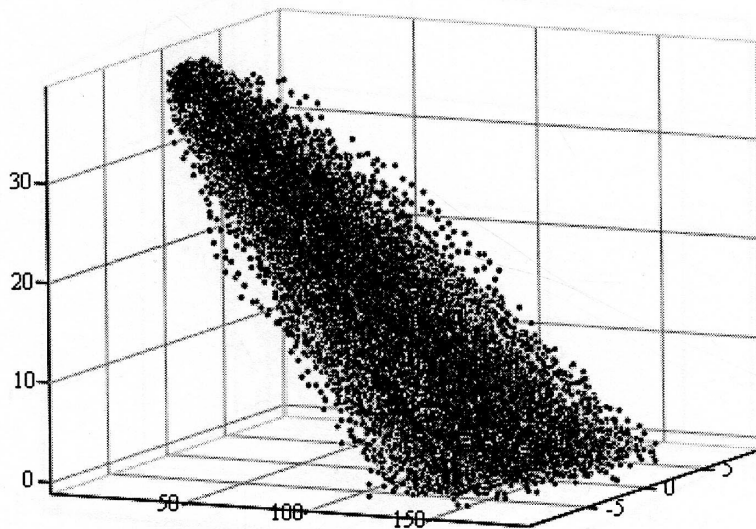
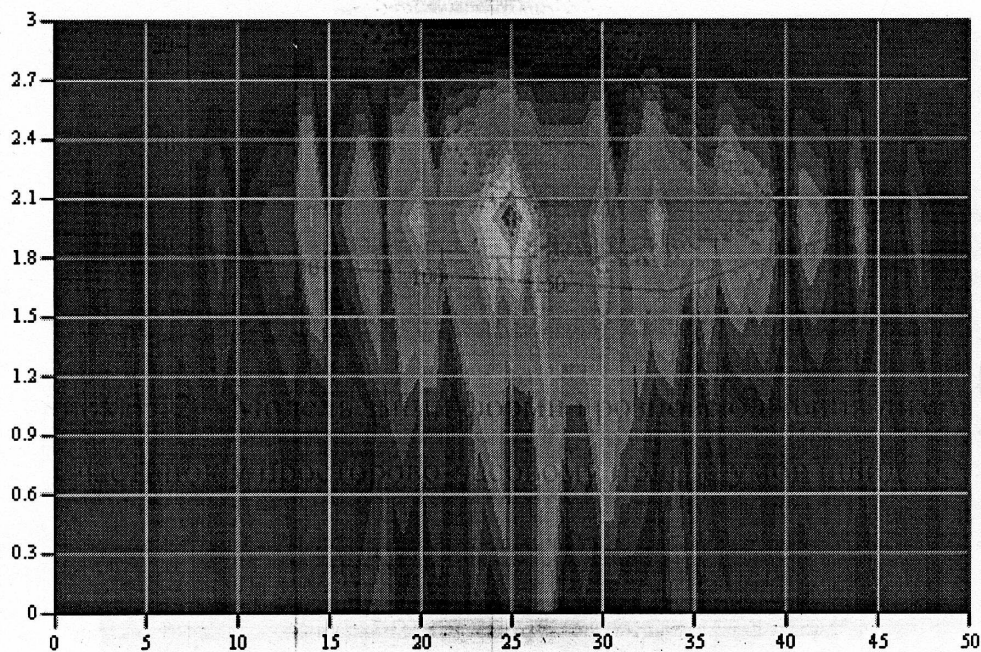


Рисунок 3.12 – Модель зміни форми і розповсюдження димової хмари сажевих частинок у просторово-часовому полі за умов швидкості вітру 3 м/с



С

Рисунок 3.13 – Розподіл просторово-часового поля концентрацій сажевих частинок на рівні приземного шару атмосферного повітря за умов швидкості вітру 3 м/с

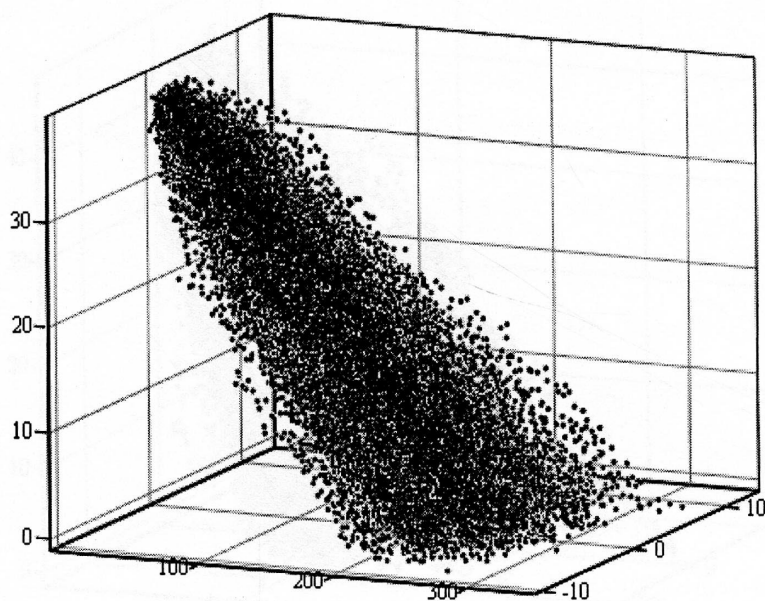
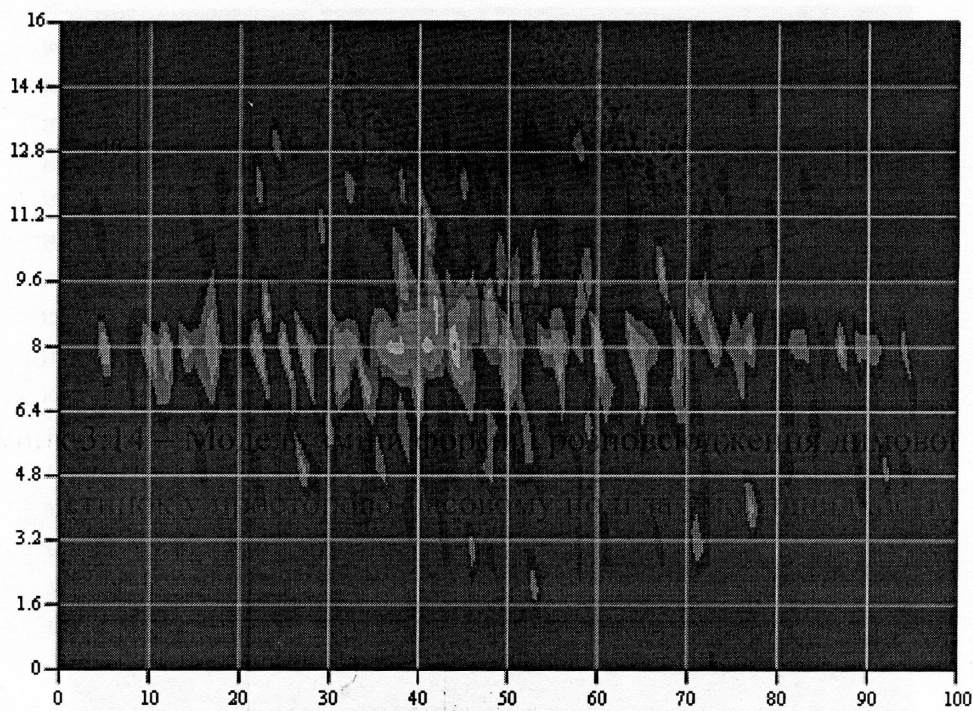


Рисунок 3.14 – Модель зміни форми і розповсюдження димової хмари сажевих частинок у просторово-часовому полі за умов швидкості вітру 5 м/с



С

Рисунок 3.15 – Розподіл просторово-часового поля концентрацій сажевих частинок на рівні приземного шару атмосферного повітря за умов швидкості вітру 5 м/с

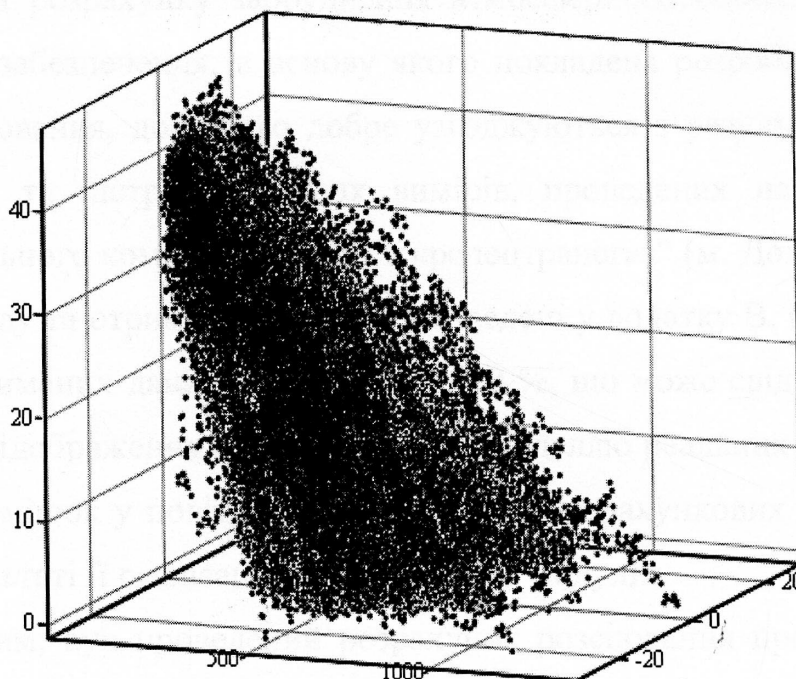


Рисунок 3.16 – Модель зміни форми і розповсюдження димової хмари оксидів азоту у просторово-часовому полі за умов швидкості вітру 2 м/с

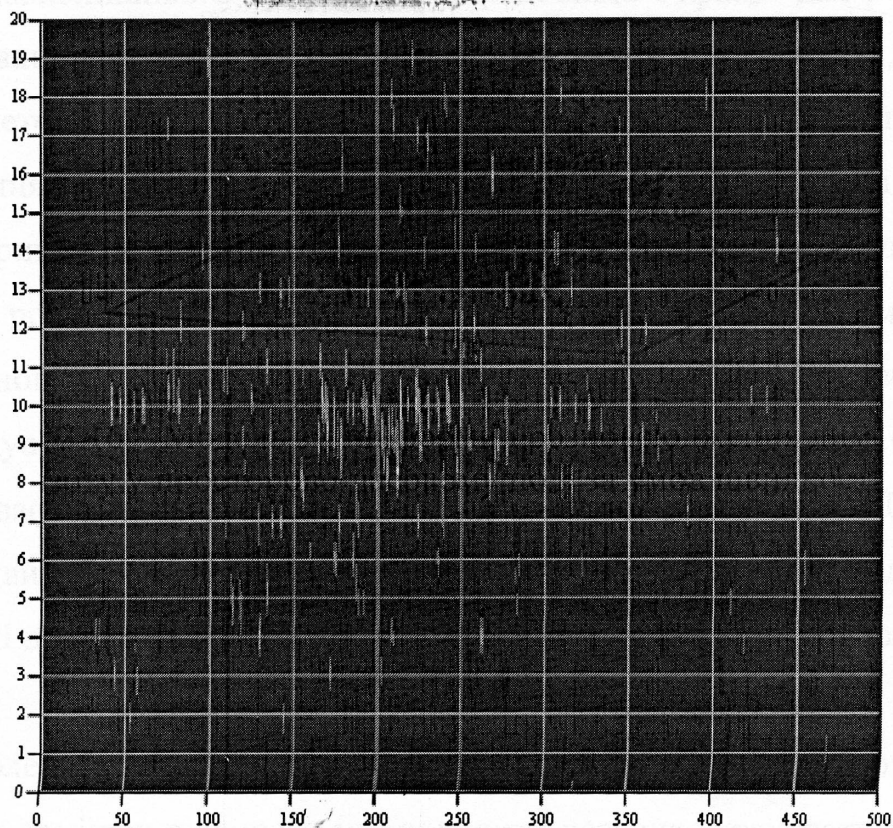


Рисунок 3.17 – Розподіл просторово-часового поля концентрацій оксидів азоту на рівні приземного шару атмосферного повітря за умов швидкості вітру 2 м/с

Результати розрахунку забруднення атмосферного повітря за допомогою програмного забезпечення, в основу якого покладена розроблена стохастична модель розсіювання, достатньо добре узгоджуються з результатами натурних спостережень та інструментальних вимірів, проведених на базі ремонтно-випробувального комплексу ПАТ “Укрспецтрансгаз” (м. Долина). Параметри джерела викиду та отримані результати наведені у додатку В. Максимальна розбіжність отриманих даних не перевищує 20 %, що може свідчити про достатню точність відображення запропонованою моделлю реальних процесів дифузії шкідливих домішок у повітрі та достовірність розрахункових параметрів, отриманих в результаті її реалізації у програмному модулі.

Разом з тим, був проведений розрахунок розсіювання продуктів згорання (сажі та оксидів азоту), що містяться у викидах зазначеного джерела, на основі автоматизованої системи ЕОЛ Плюс, яка на даний час є єдиним програмним продуктом, рекомендованим і дозволеним до використання Міністерством охорони навколишнього природного середовища України для розрахунку розсіювання викидів шкідливих речовин промислових підприємств. Дана програма реалізує методику ОНД-86. Результати розрахунку у вигляді карти розсіювання з зазначенням розрахункової санітарно-захисної зони, наведені у додатку В. Аналіз отриманих даних дає можливість зробити висновок щодо ідентичного характеру розповсюдження за однакових метеорологічних параметрів як сажевих частинок так і оксидів азоту. Даний факт переконливо свідчить про відсутність урахування у системному модулі фізичних властивостей речовин, що суттєво впливає на точність отриманих розрахункових параметрів. Таким чином, з метою підвищення точності розрахунку, існує необхідність в подальшому удосконаленні даного програмного забезпечення шляхом внесення відповідних корективів.

Розроблена у дисертаційній роботі стохастична модель розповсюдження шкідливих домішок в атмосферному повітрі дозволяє урахувати параметри джерела викиду, метеорологічні умови навколишнього середовища, а також і фізичні властивості забруднюючих речовин. На рисунках 3.18-3.20 наведена графі-

чна інтерпретація закономірностей впливу вітрової активності на параметри хмари викиду шкідливих речовин.

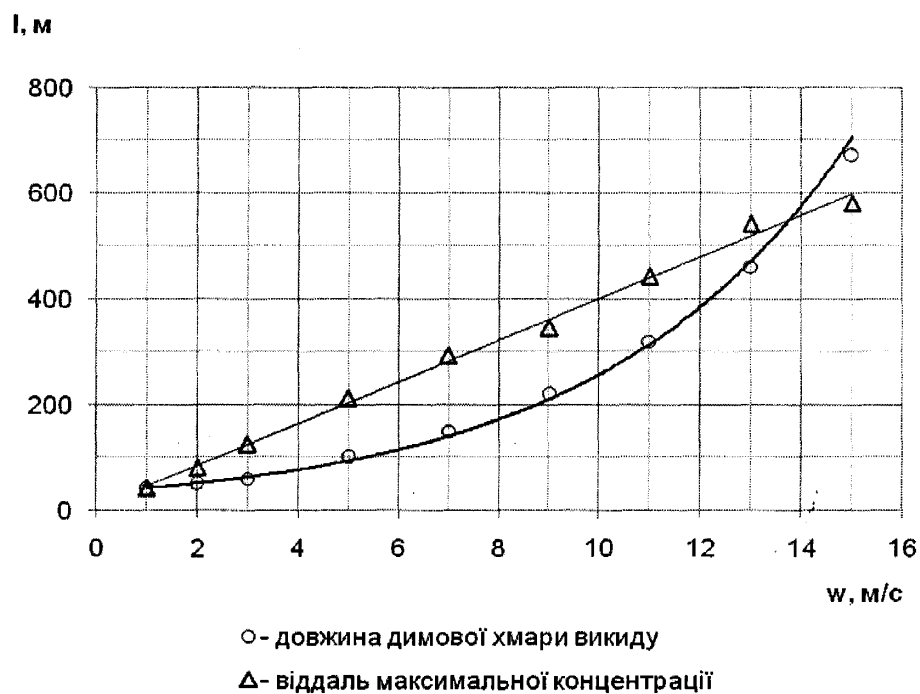


Рисунок 3.18 – Графічна інтерпретація впливу вітрової активності атмосферного повітря на параметри димової хмари

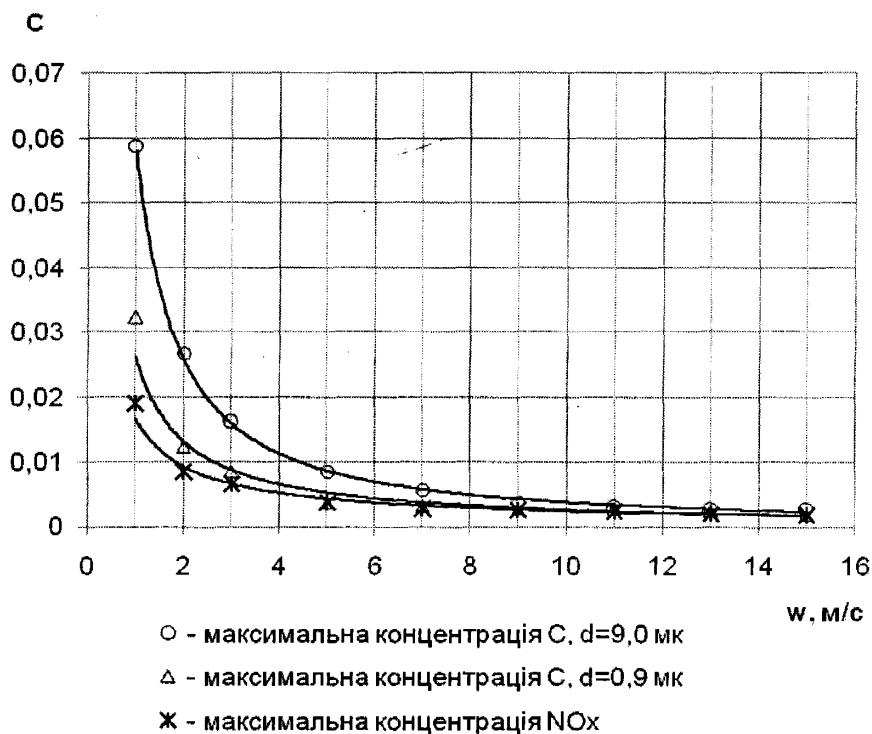


Рисунок 3.19 – Залежність величини максимальної концентрації від інтенсивності вітру з урахуванням фізико-хімічних характеристик забруднюючих речовин

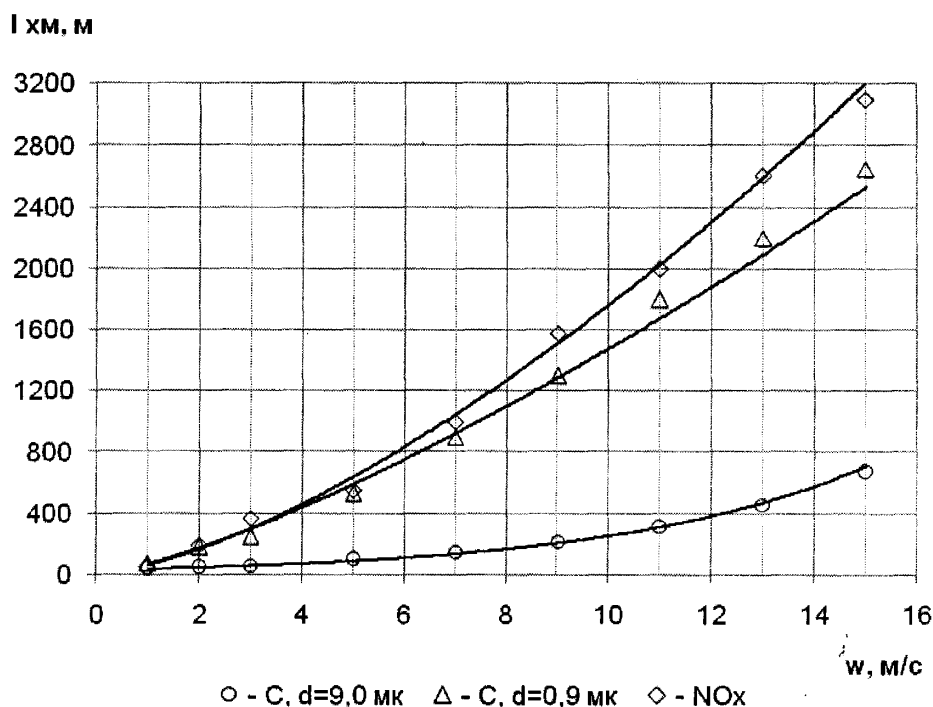


Рисунок 3.20 – Динаміка зміни зони впливу димової хмари на рівні приземного шару в залежності від вітрової активності атмосферного повітря з урахуванням фізико-хімічних характеристик забруднюючих речовин

Аналізуючи отримані результати, наведені у вигляді графічних залежностей 3.18-3.19 можна зробити такі висновки:

1) збільшення вітрової активності сприяє розповсюдженню шкідливих домішок, причому чим менша густина та розмір домішки, тим сильніший вплив величини швидкості вітру на параметри димової хмари та величини приземних концентрацій;

2) чим більша густина та розмір частинки домішки, тим швидше та ближче від джерела викиду вона випаде, при цьому зона впливу димової хмари на рівні підстилаючої поверхні буде меншою, проте характеризуватиметься значно більшими величинами максимальної концентрації;

3) віддаль від джерела викиду до точки максимальної концентрації домішки також суттєво залежить не тільки від інтенсивності вітру, а від властивостей забруднюючої речовини, чим вона легша, тим далі від джерела будуть спостерігатись максимальні величини приземних концентрацій.

Отже, як впливає з наведеного аналізу, навіть у разі викидів постійних за обсягом та складом в результаті зміни метеорологічних умов рівень забруднення атмосферного повітря може суттєво відрізнятись. Проведені дослідження дозволяють встановити закономірності такого впливу, що є важливим для надання оцінки стану повітряного басейну, прогнозування можливого забруднення, підготовки документації якості атмосферного повітря та розроблення природоохоронних заходів.

3.4 Висновки до розділу

1 Проведені експериментальні дослідження розсіювання продуктів згорання вуглеводневого палива в атмосферному повітрі, на основі яких визначені закономірності впливу метеорологічних умов навколишнього середовища на процеси розповсюдження димових газів, встановлені співвідношення між величинами коефіцієнтів дифузії у поздовжньому, вертикальному та поперечному напрямках поширення димової хмари.

2 Розроблена математична модель забруднення приземного шару атмосферного повітря викидами димових газів від точкових джерел виробничих об'єктів промислових підприємств нафтогазового комплексу. Аналітична модель дозволяє врахувати фізичні властивості забруднюючих речовин, геометричні та режимні параметри джерела викиду, а також метеорологічні умови в районі розташування промислового об'єкту.

3 Запропонована методика визначення розподілу концентрацій шкідливих речовин в просторово-часовому полі ареалу поширення димової хмари, внаслідок зручності реалізації, дозволяє оперативно оцінити рівень техногенного забруднення навколишнього середовищ як на етапі проектування нових, так і під час експлуатації існуючих, з метою подальшого удосконалення виробничих процесів та підвищення рівня екологізації промислових підприємств.

РОЗДІЛ 4

ТЕХНОЛОГІЯ УТИЛІЗАЦІЇ ГАЗОПОДІБНИХ ВУГЛЕВОДНІВ ПРИЗНАЧЕНИХ ДЛЯ СПАЛЮВАННЯ У ФАКЕЛЬНИХ УСТАНОВКАХ

В останні роки різко загострюється інтерес світового енергетичного, екологічного та ділового співтовариства як з точки зору екологічних так і фінансових міркувань щодо проблем утилізації газів, які через недосконалість технологічних процесів та з ряду інших причин спалюються на факельних пристроях. З одного боку спалювання цих газів у факелах здійснює глобальний вплив на зміну клімату в результаті додаткового щорічного викиду в атмосферу близько 350 млн. т CO_2 (що перевищує потенційний обсяг щорічного скорочення викидів представлених в проектах винесених на розгляд в рамках Кіотських механізмів) та викиду інших значно більш токсичних речовин, що містяться в продуктах їх згорання. З іншого боку – це знищення цінних невідновлюваних природних ресурсів. За даними Всесвітнього банку, яким у 2002 році було організоване Глобальне партнерство зі зменшення факельного спалювання газів, загальний обсяг світового газу, що спалюється у факелах протягом останніх 20 років залишається стабільним - в межах 150 млрд. м^3 в рік, що складає 30 % потреб природного газу в країнах Євросоюзу, 25 % - в США, а також 75 % російського експорту природного газу. Потенційна вартість спаленого газу складає 40 млрд. \$/рік. Даний факт свідчить про те, що вирішення проблеми утилізації факельного газу залишається для ряду країн з тих чи інших причин все ще на низькому рівні. До таких країн відноситься також Російська Федерація, яка за офіційними даними щорічно спалює у факелах більше 20 млрд. м^3 газу в рік, і Україна. Значні обсяги вуглеводневого палива безповоротно втрачаються на факелах нафто і газопереробних заводів (ГПЗ), об'єктів видобутку та трубопровідного транспорту газу, а також виробництв нафтохімічної промисловості. Втрати газу на факельних установках підприємств переробної галузі складають 0,5 – 1 % від

величини первинної сировини. Так, наприклад, кількість газу, яка у випадку технологічних ремонтів та аварійних ситуацій може надходити на факельні пристрої і періодично чи постійно спалюватись структурними одиницями тільки ПАТ “Укрнафта” оцінюється близько 35 млн. м³ на рік. В умовах сьогоденної обмеженості ресурсів природного газу в нашій державі даний показник є достатньо вагомим. Проблема утилізації факельних газів особливо загострена у зв’язку з тим, що Україна ратифікувала Кіотський протокол, що обмежує викиди парникових газів в атмосферу. Крім того факельні пристрої є потенційними джерелами постачання атмосферного повітря значно більш токсичними речовинами, що містяться в продуктах неповного згорання газоподібних вуглеводнів, такими як оксиди вуглецю, азоту, сажа і мають негативний вплив як на людину так і навколишнє середовище. Слід також враховувати, що у випадку одночасної емісії деяких забруднюючих речовин, особливо однонаправленої дії, їх негативний вплив суттєво посилюється. Так, наприклад, сажа володіє властивістю накопичувати канцерогенні речовини, зокрема 3,4-бензапірен (C₂₀H₁₂) та інші поліциклічні ароматичні вуглеводні [22], у випадку потрапляння яких до організму людини різко збільшується ймовірність онкозахворювань. Крім того у випадку хімічної взаємодії деяких забруднюючих речовин можуть синтезуватися нові шкідливі інгредієнти з вищим класом небезпеки. Під час взаємодії канцерогенних вуглеводнів та оксидів азоту синтезуються з’єднання, що ведуть до негативного впливу на генний фонд людини.

Отже, зменшення забруднення навколишнього середовища продуктами згорання вуглеводневого палива з метою зниження техногенного навантаження на довкілля та покращення екологічної ситуації об’єктів цивільно-промислової за budови в зоні розповсюдження небезпечних техногенних процесів залишається одним з пріоритетних завдань нафтогазової галузі. Ефективним засобом захисту повітряного басейну від забруднень є енергозбереження, оскільки в даному випадку зменшення обсягів викидів токсичних речовин пропорційно кількості заощадженого газу, який за технологією виробництв, в даному випадку скидається на факельні пристрої.

Тому, цілком очевидним є необхідність впровадження ефективних енергозберігаючих технологій утилізації факельних газів, які б дозволили не тільки суттєво знизити рівень техногенного навантаження на довкілля але й заощадити енергетичні ресурси.

Аналіз науково-технічної, патентної та періодичної літератури, в якій висвітлені питання утилізації факельних газів дає можливість серед існуючого різноманіття запропонованих технологій, спрямованих в основному на заощадження супутнього нафтового газу, виділити основні напрямки підвищення ефективності їх використання, зокрема такі як

- підтримання пластового тиску з метою покращення умов нафтовіддачі продуктивних пластів (технологія “газліфт”). Даний спосіб, придатний для використання супутніх нафтових газів в умовах нафтовидобувних промислів, є достатньо перспективним, однак, поки що не набув широкого використання в нашій країні;

- переробка некондиційних газів у рідкі вуглеводневі продукти (синтетичне моторне паливо, метанол, диметиловий ефір та ін.) за GTL (gas to liquids) технологією, в основу якої покладене газоподібне окислення вуглеводнів з подальшим отриманням товарного продукту. Існує, в основному, два відомі процеси конверсії вуглеводневого газу в моторні палива: метод Фішера-Тропша з отриманням в якості кінцевого продукту дизельного палива і процес виробництва високооктанового бензину через проміжний продукт - метанол або диметиловий ефір. Дані технології набули широкого використання у світовій практиці, однак для нашої країни залишаються не завжди доступними, оскільки пов’язані із суттєвими затратами на їх реалізацію і є економічно рентабельними тільки у випадку наявності не менше 1,5-2 млрд. м³/рік вуглеводневої сировини (некондиційних газів) та відповідних ринків збуту [77];

- використання факельних газів в якості палива в газопоршневих генераторних установках або мікротурбінах (когенерація) з метою вироблення електричної та теплової енергії для забезпечення потреб підприємства чи поблизу розташованих населених пунктів [81];

- збір, стиснення та повернення некондиційних газів у технологічну лінію підприємств з метою їх раціонального використання - в якості котельно-пічного палива, палива для газомотокомпресорних агрегатів або повторного використання у виробничих процесах переробки газоподібних вуглеводнів. Даний метод може бути реалізований шляхом компримування тобто стискування низьконапірних газів за допомогою компресорів, або ежектування – використання з даною метою в якості силового агрегату ежектора;

- удосконалення конструкції оголовків та роботи факельних установок і забезпеченням бездимного якісного згорання вуглеводневих газів.

Слід зазначити, що універсальних (типових) технологічних способів утилізації факельних газів не існує. Для кожного виробничого об'єкта повинні бути знайдені свої оптимальні рішення у відповідності з компонентним складом, технологічними параметрами газу та фінансовими можливостями підприємства.

Найбільш поширеним в практиці вітчизняних виробництв підготовки, транспортування та переробки газу все ще залишається останній з наведених вище способів утилізації некондиційних вуглеводнів. Однак, під час спалювання газів на факельних установках досягнути суттєвого заощадження енергоносіїв та зниження викидів продуктів згорання в атмосферу практично не можливо. Використання некондиційних газів в якості енергоносія для чергових пальників, які підтримують постійне горіння факела з метою забезпечення безаварійної роботи технологічних установок та конструктивне удосконалення факельних оголовків для підвищення повноти і покращення якості згорання дають лише частковий ефект економії енергетичних ресурсів та зниження негативного впливу на навколишнє середовище.

Аналізуючи сучасний стан та умови, в яких знаходяться вітчизняні підприємства нафтогазового комплексу, найбільш доцільним серед розглянутих технологій з метою підвищення ступеня утилізації факельних газів можна вважати технологію відбору, стиснення та повернення некондиційних газів у технологічну лінію підприємств з метою їх подальшого раціонального використання. При чому найбільш оптимальним способом стиснення низьконапірних

газів в даному випадку є ежектування, яке базується на застосуванні струминних апаратів. В якості робочого агента в ежекторах може бути використані як рідина так і газ в залежності від технологічних процесів виробництва, наявності необхідних обсягів та можливості забезпечення відповідних параметрів робочого середовища.

Впровадження запропонованої схеми утилізації факельних газів за допомогою насосно-ежекторних установок (НЕУ) дозволить значно скоротити обсяги первинної сировини промислових виробництв [24, 85]. Компресорні цехи більшості газопереробних заводів України, деяких компресорних станцій та станцій підземного зберігання газу укомплектовані поршневыми газомотокомпресорами (ГМК) найчастіше марки 10 ГКН або МК-8. В якості палива для газового двигуна, який є приводом для поршневого компресора, може бути використаний відібраний факельний газ. Впровадження в процес виробництва технології відбору і компримування залишкових газів за допомогою НЕУ і направлення їх в паливну газову систему підприємства, дозволить не тільки значно зекономити енергетичну сировину, а й суттєво зменшити негативний вплив процесів спалювання на екологічний стан довкілля. У випадку використання хвостових газів в якості палива для приводу поршневих компресорів створюється можливість впливати на процеси згорання, що протікають в силових циліндрах ГМК. Отже, запропонована схема створює можливість переведення нерегульованого згорання газоподібного вуглеводневого палива на факельних установках в регульоване спалення в двигунах газомотокомпресорів, ефективно знижуючи при цьому токсичність вихлопних газів даних агрегатів. У випадку спалювання вуглеводневої сировини на факельних установках і в двигунах ГМК валові викиди відрізняються не тільки кількістю але й компонентним складом продуктів згорання. Так під час роботи газомотокомпресорних агрегатів основними забруднювачами повітря є оксиди вуглецю та азоту, сажа і з'єднання першого класу небезпеки, зокрема бензапірен, відсутні, а отже токсичність викиду знижується на порядок. Використання факельних газів в якості котельно-пічного палива та-

кож призведе до економії енергетичних ресурсів та зниження техногенного навантаження на довкілля.

Таким чином, запропонований спосіб підвищення ефективності утилізації некондиційних газоподібних вуглеводнів дозволяє значно заощадити енергетичні ресурси країни та виконати екологічні вимоги щодо суттєвого зниження токсичних викидів в атмосферу, утворених в результаті згорання вуглеводневого палива на факельних установках, у двигунах газомотокомпресорів та технологічних печах чи котельнях підприємств нафтогазової галузі і тим самим підвищити рівень економічної та екологічної безпеки держави.

4.1 Технологія утилізації факельних газів за допомогою рідинно-газових ежекторів для умов ремонтно-випробувальної бази ПАТ “Укрспецтрансгаз”

Публічне акціонерне товариство “Укрспецтрансгаз” є спеціалізованим підприємством, до основних видів діяльності якого відноситься надання послуг з перевезення скраплених газів та легкої вуглеводневої сировини залізничним транспортом, а також ремонт та технічне обслуговування спеціальних газових вагонів-цистерн.

ПАТ “Укрспецтрансгаз” щорічно транспортує залізницею у власних вагонцистернах понад півмільйона тонн скраплених вуглеводневих газів та легкої вуглеводневої сировини, забезпечуючи вивезення СВГ з найбільших заводів-виробників України, зокрема таких як ЗАТ “ЛиНІК” (м. Лисичанськ), Кременчуцький НПЗ ПАТ “Укртатнафта”, Долинського та Гнідинцівського ГПЗ ПАТ “Укрнафта”, завод “ПОЛІОЛЕФІН” (м. Калуш), ТОВ “Карпатнафтохім”, Селещинського УПГК та Юліївського НПЗ, ПАТ “Укргазвидобування”. Основними замовниками послуг ПАТ “Укрспецтрансгаз” є такі потужні компанії, як “ТНК-ВР Коммерс”, ЗАТ “Торговий дім “Укртатнафта”, ПАТ “Укрнафта”, ТОВ “Карпатнафтохім”, ПАТ “Укргазвидобування”, газонаповнювальні станції скрапленого газу (ГНС), обласні ПАТ з газопостачання. Відповідно до чинного законодавства України, ПАТ “Укрспецтрансгаз” володіє Ліцензією Мінтранс

України АА №217062 на право надання послуг з перевезення скраплених вуглеводневих газів (СВГ) залізничним транспортом та сертифікат відповідності ЕА №026973 і здійснює основний вид діяльності згідно з вимогами Технічних умов ТУУ 60.1-00157842-001-2002.

Перевезення скрапленого газу на внутрішньому ринку здійснюється в межах усієї України, в основному на вимогу обласних підприємств з газифікації. Найбільш поширеними напрямками експортних перевезень газу є Польща, Туреччина, Румунія, Молдова, Словаччина та Угорщина.

Проведення періодичних видів ремонтів, технічне опосвідчення та обслуговування спеціалізованих газових залізничних вагонів-цистерн ПАТ “Укрспецтрансгаз” здійснює на власній ремонтно-випробувальній базі, розташованій в м. Долина Івано-Франківської обл. Ремонтно-випробувальний комплекс дозволяє здійснювати всі необхідні види ремонтів та випробувань, які потребують спеціалізовані газові залізничні вагоно-цистерни в процесі експлуатації, а саме дегазація, пропарювання, профілактичний ремонт та випробування перекривної арматури, внутрішні та зовнішні огляди, гідравлічні випробування надлишковим тиском, технічні опосвідчення.

Головний корпус ремонтно-випробувальної бази дає можливість одночасно обслуговувати та проводити випробування трьох вагонів-цистерн, а також виконувати роботи з переливання газу з цистерн з обірваними зливо-наливними трубами. Двостороння крита естакада дає можливість проводити роботи з дегазації, пропарювання та технічного обслуговування одночасно дванадцяти вагонів-цистерн.

Відповідно до вимог діючих норм з промислової безпеки перед проведенням ремонтних робіт та внутрішнім оглядом котлів газових вагоно-цистерн необхідно знизити рівень вмісту вуглеводнів до безпечного значення шляхом попередньої дегазації (нейтралізації) їх об'єму. Технологія виконання зливо-наливних операцій зі скрапленими вуглеводневими газами, що використовується на сьогоднішній день на терміналах приймання та зберігання СВГ внаслідок відсутності спеціального обладнання, не дозволяє здійснити повний злив і ути-

лізацію залишків продукту, що призводить до наявності технологічних втрат вуглеводневої сировини, середньостатистичні показники яких можуть складати для однієї вагоно-цистерни від 2 до 9 % її об'єму. Таким чином, існуючі дегазаційні потужності підприємства передбачають постійні скиди залишків вуглеводнів. Внаслідок відсутності апаратури для їх утилізації технологія дегазації проводиться з використанням факельного господарства, експлуатація якого залишає невирішеними питання ресурсоенергозощадження та зниження негативного впливу на довкілля за рахунок підвищення екологічної безпеки підприємства.

Враховуючи наявні умови обмеженості ресурсів вуглеводневих енергоносіїв, підвищення вимог державних структур охорони навколишнього середовища, а також загострення уваги громадськості все більшої актуальності набувають проблеми зменшення втрат вуглеводневої сировини та зниження техногенного навантаження на довкілля під час виконання основних технологічних операцій на підприємствах ПАТ "Укрспецтрансгаз". Під час проведення ремонту та робіт з обслуговування вагоно-цистерн у технологічних лініях випробувального комплексу утворюються надлишки низьконапірних газів, які внаслідок некондиційності параметрів направляються на факельну установку для подальшого спалювання. В результаті щорічно втрачається понад 0,28 млн. м³ вуглеводневої сировини і відбувається забруднення атмосферного повітря викидами продуктів згорання. Тому з метою підвищення економії енергоресурсів підприємства та зниження негативного впливу на навколишнє середовище була проведена оцінка можливості впровадження технології утилізації надлишків низьконапірних газів за допомогою насосно-ежекторної установки для подальшої їх реалізації або використання в якості котельного палива.

Для відбору низьконапірних газів, що надходять у факельну лінію з метою подальшого спалювання, пропонується впровадження технології збору та компримування вуглеводневих газів, реалізація якої може бути успішно забезпечена за допомогою насосно-ежекторної установки (НЕУ) з рідинногазовим ежектором (РЕ). Такі установки широко використовуються в ряді нафтогазовидобувних підприємств (НГВУ) для збору та компримування нафтового газу з кін-

цевих ступенів сепарації на установках підготовки нафти [80]. Для збору, компримування і внутрішнього транспорту вуглеводневих газів можуть бути також використаними компресорні установки на базі гвинтових маслозаповнених компресорів типу ВКГ. Однак дані компресори володіють рядом недоліків, які обмежують область їх використання. Виробничий досвід таких компресорів показав недостатню їх експлуатаційну надійність, яка різко знижується у випадку, якщо під час компримування відбувається випадання конденсату газу і подальше його розчинення в змащувальному маслі. Крім того, експлуатаційні параметри гвинтових компресорів не забезпечують діапазон зміни промислових показників газу [24, 80, 84].

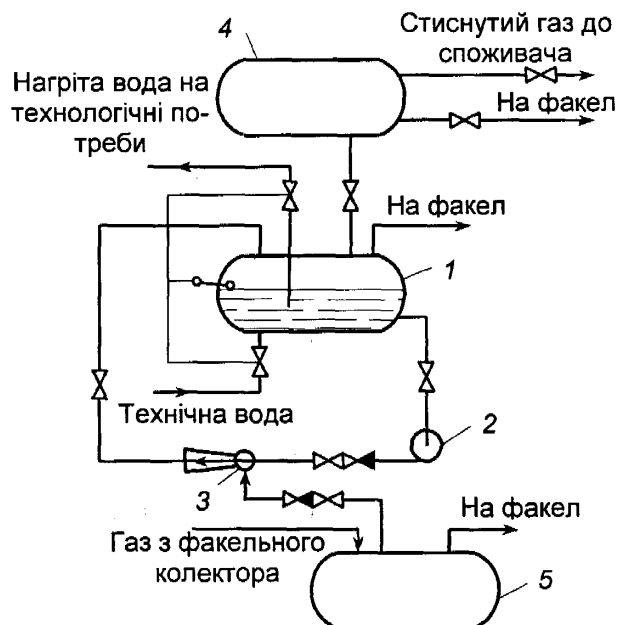
З досвіду експлуатації НЕУ, у порівнянні з компресорними станціями, обладнаними гвинтовими компресорами, мають ряд суттєвих переваг, оскільки можуть перекачувати гази будь-якої температури, довільного компонентного складу та з наявною в них крапельною рідиною; дозволяють уніфікувати склад обладнання НЕУ з промисловим обладнанням, що використовується на підприємстві; надійні в роботі та нескладні у виготовленні, монтажі та обслуговуванні; монтуються силами підприємства, їх обслуговування потребує меншої кількості обслуговуючого персоналу з більш низькою кваліфікацією; дозволяють досить просто утилізувати вторинну теплоту та конденсат, що утворюється під час компримування газу. Такі установки допускають їх структурну багатоваріантність, що забезпечує технологічну гнучкість їх використання.

Насосно-ежекторна установка на базі РГЕ досить успішно може бути використана і для ефективної утилізації хвостових газів, що надходять у факельну систему у випадку періодичних та постійних скидів. В залежності від можливості з'єднання обладнання та наявних на підприємстві ресурсів робочого середовища для НЕУ, можна використати насосно-ежекторні установки з проточною чи замкненою схемою руху робочої рідини, кожна з яких має свої переваги та недоліки. Враховуючи специфіку робіт, що проводяться на ремонтно-випробувальній базі ПАТ “Укрспецтрансгаз”, доцільним є застосування НЕУ з

замкнутою схемою руху робочої рідини, яка передбачає значно менших обсягів її використання.

Технологічна схема НЕУ з замкнутою схемою руху робочої рідини, наведена на рисунку 4.1, є базовою для розробки установки, яка максимально враховуватиме технологічні особливості робіт, що виконуються на ремонтно-випробувальному комплексі ПАТ “Укрспецтрансгаз” і передбачають скид газу на факел. Принцип дії запропонованої установки можна пояснити таким чином. Робоча рідина (технічна вода) із сепаратора 1 відкачується насосом 2 і подається в РГЕ 3, який відкачує газ низького тиску із факельного сепаратора 5, куди він надходить з факельного колектора (рис. 4.1). У рідинно-газовому ежекторі робоча рідина через рідинний патрубок надходить до соплового апарату, в якому її потенціальна енергія перетворюється в кінетичну. Одержавши значну швидкість на виході з сопла, струмінь робочої рідини захоплює за собою сусідні частинки газу, створюючи в даному перерізі розрідження, завдяки якому через газовий патрубок всмоктується низьконапірний газ. Рідина разом з газом через конфузور надходить у камеру змішування, де утворюється газорідинна суміш і відбувається стиснення в її складі газу за рахунок перетворення кінетичної енергії руху струменя рідини в потенціальну енергію тиску суміші. З камери змішування газорідинна суміш надходить в дифузор, де потік розширюється і внаслідок зниження швидкості тиск суміші знов підвищується. Отже, процес компримування газу в РГЕ здійснюється шляхом стиснення бульбашок газу дисперсійним потоком робочої рідини [24]. Утворена газорідинна суміш із РГЕ надходить знов до сепаратора 1, де робоча рідина відділяється від газу. Газ для подальшого очищення від крапельної рідини та конденсату із сепаратора 1 направляється в сепаратор 4, з якого надходить у газопровід. Робоча рідина насосом 2 відкачується з сепаратора 1 і подається знову в РГЕ. Таким чином, вона безперервно циркулює контуром РГЕ-сепаратор-насос-РГЕ, причому її об’єм в системі НЕУ повинен залишатися постійним. В результаті багатократної циркуляції робочої рідини температура її поступово підвищується за рахунок тепла, в яку перетворюється енергія, затрачена на привід насоса. Для забезпечення

надійної роботи якого, виникає необхідність ефективного її відведення. Найбільш оптимальним є утилізація тепла шляхом підживлення установки холодною рідиною і скидом такої ж кількості нагрітої робочої рідини.



1 – сепаратор; 2 – насос; 3 – РГЕ;
4 – сепаратор; 5- факельний сепаратор

Рисунок 4.1 – Технологічна схема НЕУ збору та компримування факельних газів

Даний спосіб дозволяє найбільш просто використати вторинну теплоту на технологічні потреби, виключити із складу установки громіздку теплообмінну апаратуру та сумістити охолодження з підживленням установки для стабілізації в ній об'єму робочої рідини. Заданий рівень робочої рідини в сепараторі 1 контролюється і підтримується за допомогою регулятора рівня. Для більш надійної роботи НЕУ на всмоктувальному газопроводі та нагнітальному трубопроводі робочої рідини перед входом в РГЕ встановлюються зворотні клапани. В технологічній схемі НЕУ, наведеній на рисунку 4.1 зазначені лише ті структурні елементи, які є необхідними для розкриття сутності і принципових особливостей роботи установки компримування газу з допомогою РГЕ.

Для відбору вуглеводневих газів, що скидаються на факел пропонується застосування типової насосно-ежекторної установки, технічні характеристики

якої забезпечать роботу установки в оптимальному режимі експлуатації. З метою встановлення рівномірної подачі газу та вирівнювання пульсацій тисків після НЕУ, газ можна направляти через мокрий газгольдер, який виступає в ролі проміжної буферної ємності.

Очікуваний економічний ефект від впровадження запропонованої технології (додаток В), з урахуванням зменшення обсягів використання первинних енергоносіїв та підвищення рівня екологізації виробництва складе в середньому 36,5 тис. грн. з терміном окупності 3 роки.

4.2 Технологія утилізації факельних газів за допомогою газових ежекторів для умов газопереробних заводів

Істотні резерви економії вуглеводневої сировини зосереджені також в газотранспортній та переробній промисловості паливно-енергетичного комплексу. Майже кожний технологічний апарат чи промислова установка виробництва нафтогазової галузі в рамках технологічного регламенту або для попередження аварійних ситуацій передбачає скид газових сумішей. З метою запобігання безпосереднього надходження вуглеводнів до атмосферного повітря, попередження загазованості робочої зони і забезпечення пожежовибухобезпеки підприємствами використовуються факельні системи. Останні призначені для скидання та подальшого спалювання горючих газів і парів, які не можуть бути безпосередньо використаними в тій чи іншій технології виробництва, так званих “хвостових” або залишкових газів. Такий спосіб поводження зі скидами вуглеводнів дозволяє вирішити питання загазованості і значно зменшити пожежовибухонебезпеку робочої зони, однак він створює іншу проблему - забруднення атмосфери продуктами згорання. Поряд з цим втрачаються значні обсяги дорогоцінної вуглеводневої сировини. Втрати газу на факелах газопереробних заводів (ГПЗ) становлять від 0,5 до 1 % і більше обсягу вихідного газу, що підлягає переробці [73]. Так, наприклад тільки одним Качанівським газопереробним заво-

дом ПАТ “Укрнафта” у випадку нормальної роботи технологічного обладнання щороку у факельних установках спалюється близько 2,5 млн.м³ “хвостових” газів, що відноситься до технологічних втрат і відповідає нормативам регламенту ведення технологічних процесів. У випадку порушення режиму роботи технологічних об’єктів, у разі несправності обладнання або необхідності відключення установок, які споживають значні обсяги паливного газу, здійснюється його залповий скид на факел, що супроводжується втратами вуглеводневої сировини до 1 млн.м³/д. Вважається, що даний показник не визначає обсяг річного викиду газів на факел, оскільки аварійні ситуації виникають не часто і тривалість їх не перевищує, як правило, кількох годин. Однак, вони мають місце і вносять суттєвий вклад в загальні втрати газу. В масштабах України, враховуючи всі підприємства, де експлуатуються факельні пристрої, даний показник досягає досить великих значень. Отже, як видно, галузь володіє значним енергетичним потенціалом, реалізація якого дозволить за одночасного зменшення навантаження на навколишнє середовище знизити викиди шкідливих речовин в атмосферне повітря і підвищити тим самим економічний, екологічний та енергетичний рівень нашої країни в цілому.

В Україні експлуатується 5 потужних газопереробних комплексів, три з яких знаходяться у підпорядкуванні ПАТ “Укрнафта”, а саме

1) Качанівський ГПЗ, с. М. Павлівка Сумської обл.;

2) Гнідинцівський ГПЗ, м. Варва Чернігівської обл.;

3) Долинський ГПЗ, м. Долина Івано-Франківської обл., до складу якого входить також Бориславське газопереробне виробництво розміщене у м. Борислав Львівської обл.,

два інших є структурними одиницями ПАТ “Укргазвидобування”, а саме

4) Шебелинський ГПЗ, Харківська обл.;

5) Яблунівський ГПЗ, Полтавська обл.

Одним з найбільш потужних підприємств з прийому і підготовки до транспортування природного та нафтового газу, стабілізації газового нестабільного конденсату і його переробки, підготовки та стабілізації нафти, які надходять від

структурних підрозділів ПАТ “Укрнафта” є Качанівський газопереробний завод. До складу підприємства входять:

- Качанівський цех переробки газу та цех підготовки і стабілізації нафти;
- Глинсько-Розбишівський цех переробки газу;
- Анастасівський цех компримування і підготовки газліфтного газу.

Питома вага переробки газу Качанівським ГПЗ становить 74,2 % від усього обсягу переробленого та підготовленого газу системи ПАТ “Укрнафта”. У своїй діяльності Качанівський ГПЗ ставить перед собою комплекс завдань щодо збереження навколишнього природного середовища та раціонального використання природних ресурсів, тому постійно приділяється увага вдосконаленню технологічних процесів та підвищенню ефективності експлуатації обладнання. Враховуючи можливість збільшення обсягів надходження на ГПЗ вуглеводневої сировини, в основному за рахунок імпорту, ПАТ “Укрнафта” проводить реконструкцію й модернізацію об’єктів Качанівського ГПЗ, що дозволяє отримувати підприємству значний економічний ефект від впровадження сучасних енергоефективних та ощадних технологій.

До складу основного обладнання Качанівського виробництва входять:

- дві компресорні станції для підвищення тиску та перекачування газу;
- установка осушення газу;
- блок пропанового охолодження;
- масло абсорбційна установка (МАУ);
- установка для отримання пропан-бутану;
- установка з переробки конденсату (УПК-25/40);
- парк готової продукції;
- очисні споруди;
- факельне господарство.

Кожна з вказаних вище установок в рамках технологічного регламенту, передбачає скид надлишків газу. З метою запобігання безпосереднього надходження газоподібних вуглеводнів до атмосферного повітря, некондиційні гази

направляються у факельну лінію для подальшого спалювання. В результаті, щодоби спалюється до 15000 м³ вуглеводневої сировини.

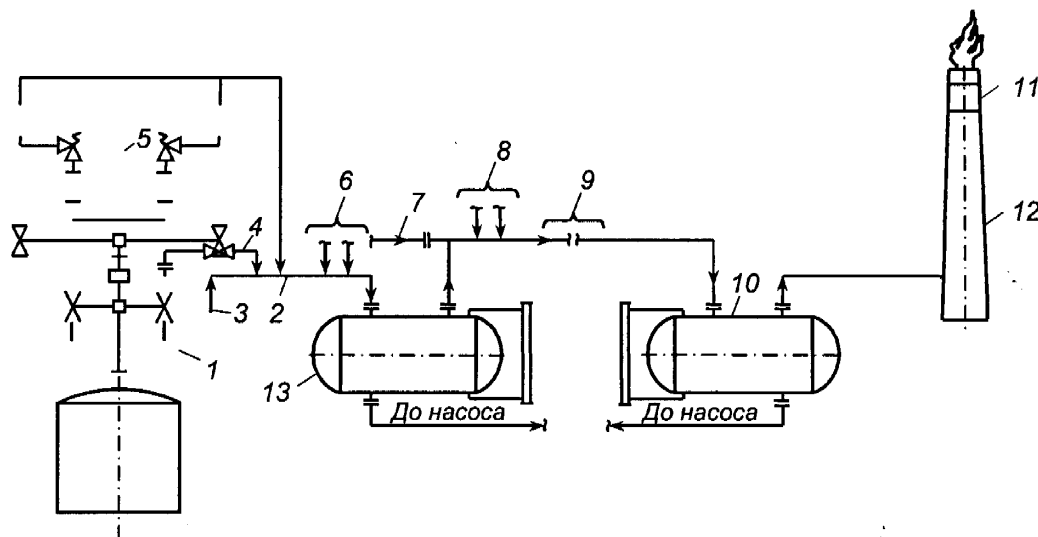
До складу факельного господарства Качанівського ГПЗ входять три факельні установки:

- факел для спалювання технологічних скидів від компресорних станцій;
- факел для спалювання скидів від технологічного обладнання (МАУ, УПК та ін.);
- факел парку готової продукції, на який відбувається скид парів бензину та пропан-бутану під час заповнення наземних ємностей призначених для їх зберігання.

Факельні установки складаються із сукупності пристроїв, апаратів, трубопроводів та споруд призначених для скиду і подальшого спалювання горючих газів та парів, які не можуть бути безпосередньо використаними в даній технології, це так звані хвостові гази. Принципова схема скиду газів у факельну систему від запобіжних клапанів наведена на рисунку 4.2.

До основного технологічного обладнання та комунікацій відносяться трубопроводи скиду газу на факел (зокрема цеховий 2 та факельний 9 колектори) в межах установок, з яких передбачається скид, факельний стояк 12, на якому відбувається спалення газів, факельний сепаратор 10, ємність для збору конденсату, а також системи продувки, підводу чергового газу та конденсатовідводу. З метою захисту апаратури від перевищення тиску шляхом скиду газів і парів на факел передбачається, як правило, єдина система запобіжних клапанів (ЗК). Від них гази надходять у факельний колектор, призначений для збору і транспортування скидних газів від декількох джерел скиду. З факельного колектора “хвостові” гази направляються у сепаратор 10 для відокремлення крапельної рідини та твердих частинок з метою запобігання потрапляння останніх у факельну систему. Від сепаратора гази надходять у факельний стояк, де і відбувається їх спалення. Факельний стояк складається з вертикальної труби з оголовком і газовим затвором, призначеним для запобігання попадання повітря у факельну систему через верхній зріз стояка та зниження витрати продувального газу, необхідного для попередження утворення вибухонебезпечної суміші. До факельного стояка підведений паливний газ для

чергових (контрольних) пальників, а до пристрою запалювання - паливний газ і повітря для приготування суміші запалювання.



1 – технологічний апарат; 2, 9 – цеховий і факельний колектори; 3, 7 – продувні гази; 4 – лінія факельного скиду; 5 – блокувальний пристрій; 6 – скид газів від ЗК інших апаратів цеху; 8 – скид газів від інших цехів виробництва; 10 – факельний сепаратор; 11 – газовий затвор; 12 – факельний стояк; 13 – цеховий сепаратор

Рисунок 4.2 – Принципова схема скиду газів у факельну систему від запобіжних клапанів

Для запобігання підсмоктування кисню на факелі підтримується постійне незначне горіння. В окремих випадках, за необхідності, факельні установки обладнуються гідрозатворами для попередження підсмоктування повітря у факельний колектор за рахунок тяги у факельному стояку і зменшення витрати продувного газу в період зупинки факельної системи.

Проблема утилізації газу, який скидається у факельну лінію полягає у некондеційності його параметрів, а саме низькому тиску, що вимагає розроблення спеціальної технології для його відбору, компримування та подальшої реалізації. В процесі вивчення даного питання в умовах Качанівського ГПЗ була оцінена можливість використання струминних апаратів, ежектування низьконапірних газів в яких може бути здійснене за допомогою газу підвищеного тиску.

Компресорними станціями I-IV ступеня Качанівського виробництва здійснюється прийом і компримування природного і супутнього нафтового газу

низького і середнього тиску з Рибальського та Качанівського нафтопромислів і подачі його на технологічні установки переробки газу, а також в магістральний газопровід “Бельск-Суми” і на газовий вузол Охтирського НГВУ.

Низьконапірний супутній нафтовий газ Рибальського і Качанівського нафтопромислів з тиском 0,01 МПа після очищення від механічних домішок та вологи подається на I-II ступінь дотискувальних компресорних станцій (ДКС). ДКС I-II ступеня обладнана п'ятьма газовими газомотокомпресорами марки 10 ГКН 2/1,5-17,4, з яких трьома здійснюється перекачування газу, четвертий знаходиться в резерві, п'ятий – в ремонті або на технічному обслуговуванні та двома пропановими марки 10 ГКН 2. Після кожного ступеня підвищення тиску газ подається в блок охолодження та сепарації, де проходить масловідділювачі та холодильники.

Після II ступеня скомпримований газ з параметрами: тиском до 1,25 МПа та температурою до 40 °С подається високонапірним колектором разом з газом таких же параметрів Рибальського та Качанівського промислів у приймальні акумулятори КС III-IV ступеня, де змішується і подається у приймальний колектор газомотокомпресорів III ступеня 10 ГКН 1/11-26. З тиском до 2,5 МПа і температурою до 35 °С подається у технологічну лінію установки переробки газу для осушення та відбензинювання, після якої з тиском до 2,4 МПа надходить у всмоктувальний колектор IV ступеня ДКС. Скомпримований газ ГМК 10 ГКМ 1/11-55 від IV ступеня ДКС пройшовши блок охолодження та сепарації з тиском до 5,5 МПа та температурою до 35 °С подається через вузол заміру у магістральний газопровід “Бельск - Суми”. Після III-IV ступеня сухий (відбензинений) газ з тиском до 3,5 МПа подається перемичкою на газовий вузол Охтирського НГВУ.

Враховуючи технологічний процес компримування газу компресорними станціями Качанівського ГПЗ, технологія утилізації низьконапірного некондиційного газу, що надходить у факельний колектор у разі спрацювання запобіжних пристроїв, може бути реалізована у кілька варіантів, а саме

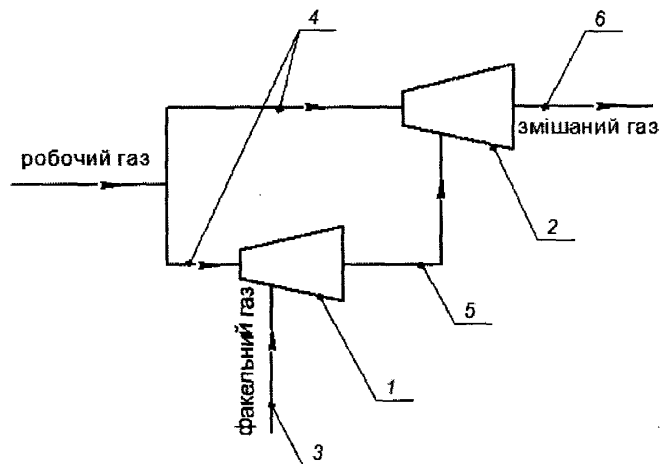
- використання для відбору з факельного сепаратора низьконапірного газу абсолютним тиском до 0,11 МПа і компримування його до тиску 0,4 МПа за допомогою одноступеневого газострумінного ежектора з подальшим направленням газу у приймальний колектор паливної системи газомотокомпресорів I-II ступеня. В якості робочого агента для забезпечення інжектування низьконапірного газу може бути використаний газ III ступеня стиснення компресорної станції Качанівського цеху тиском 2,6 МПа;

- застосування для відбору низьконапірного факельного газу двоступеневої ежекторної установки з підвищенням тиску інжектованого газу від 0,11 до 1,0 МПа з подальшим направленням у вхідну лінію II ступеня ДКС Качанівського ГПЗ. В якості робочого агента також може бути використаний газ тиском 2,6 МПа після II ступеня стиснення.

Вибір тієї чи іншої технології аргументується можливістю її реалізації в умовах технологічного процесу, узгодженістю відповідних параметрів роботи існуючого та нововведеного обладнання, а також економічною доцільністю. Встановити основні параметри газострумінних ежекторів, а отже й оцінити можливість їх використання з урахуванням специфіки технологічного процесу окремого об'єкта чи підприємства в цілому, де передбачається відбір низьконапірних газів, можна за відомою методикою Соколова – Зінгера [118].

У разі застосування двоступеневої ежекторної установки для умов експлуатації в технологічному процесі компримування газу струменеві насоси (ежектори) необхідно з'єднати за послідовно-паралельною схемою роботи (рис. 4.3). У такому випадку робочий газ тиском 2,6 МПа одночасно подаватиметься в сопла ежекторів обох ступенів. Під дією кінетичної енергії струменя у всмоктувальному патрубку ежектора першого ступеня створюється розрідження, яке забезпечує рух низьконапірного факельного газу всмоктувальним трубопроводом. Робочий та інжектований газ змішуючись у приймальній камері ежектора першого ступеня, з певним запасом енергії та за рахунок різниці тисків надходять через всмоктувальний патрубок у камеру ежектора другого ступеня, де внаслідок дії потоку робочого газу підвищеного тиску також утворюється зона

розрідження. Робочий та всмоктувальний газу змішуються у камері ежектора другого ступеня. В результаті роботи двоступеневої ежекторної установки, тиск газової суміші на виході другого ежектора досягає величини 1,1 МПа, з яким вона може подаватися у вхідну лінію компресорної станції I-II ступеня.



1 – ежектор I ступеня; 2 – ежектор II ступеня; 3 – низьконапірний факельний газ тиском 0,11 МПа; 4 – робочий газ тиском 2,6 МПа; 5 – газ на виході першого ежектора тиском 0,35 МПа; 6 – газ на виході другого ежектора тиском 1,0 МПа

Рисунок 4.3 – Схема двоступеневої ежекторної установки

Достатньо ефективною та економічно вигідною є реалізація технології відбору та компресування факельного газу за допомогою одноступінчастого газострумного ежектора з подальшим направленням газу у приймальний колектор паливної системи газомотокомпресорів I-II ступеня. Впровадження запропонованої схеми утилізації низьконапірних хвостових газів дозволить суттєво підвищити енергоефективність підприємства за рахунок економії первинних енергоресурсів. Відбір і раціональне використання некондиційних газів, які підлягали спалюванню на факельних установках, призведе до значного зменшення обсягів викидів продуктів згорання в атмосферне повітря. Двигуни газомотокомпресорів, також є потенційними джерелами емісії продуктів згорання вуглеводневого палива, однак іншого кількісного складу та нижчого кла-

су небезпеки. У разі використання хвостових газів в якості палива у двигунах ГМК виникає можливість впливу на токсичність вихлопу, тобто зменшення вмісту оксидів азоту та вуглецю, що дозволить знизити рівень техногенного навантаження на довкілля.

4.3 Зменшення вмісту оксидів азоту у викидах газомотокомпресорів

Процеси згорання вуглеводневого палива у двигунах газомотокомпресорів створюють передумови для утворення у підвищених концентраціях оксидів азоту та окису вуглецю, які також володіють токсичними властивостями і чинять негативний вплив як на людину так і оточуюче її середовище. Тому зниження концентрації оксидів азоту у вихлопних газах газомотокомпресорів залишається досить значимим і актуальним завданням.

Газомотокомпресори типу 10 ГКН є стаціонарними агрегатами, які складаються з двотактного десятициліндрового газового двигуна та компресійної поршневої частини з V-подібним розміщенням циліндрів подвійної дії з'єднаних під кутом на загальній фундаментальній рамі загальним колінчатим валом. Як правило, використовуються одно або двоступеневі компресора типу 10 ГКН. В якості палива для газового двигуна, який є приводом для поршневого компресора, може бути використаний відібраний факельний газ.

В таких двигунах компоненти подаються в робочий циліндр у вигляді суміші з повітрям. Суміш стискається поршнем і запалюється від електричної свічки. В сучасних газових двигунах великої потужності коефіцієнт надлишку повітря коливається в межах від 1,3 до 1,6 [119]. Значні коефіцієнти надлишку повітря і низька якість процесів газообміну, що спостерігаються в силових циліндрах даних компресорів, призводять до появи в продуктах згорання окису вуглецю (CO), в такому випадку горіння газоповітряної суміші відбувається при локальних недостачах повітря. Внаслідок значної концентрації кисню (O₂), а також протікання робочого процесу в циліндрах двигунів за високих темпера-

тур і тисків створюються сприятливі умови для утворення оксидів азоту. За наявності зазначених умов посилюється дисоціація продуктів згорання вуглеводневого газу. Дисоціюють молекули вуглекислого газу та парів води. Разом з тим відбувається дисоціація молекул кисню, які знаходяться в продуктах згорання у разі спалюванні сумішей з надлишковим вмістом окислювача. В результаті дисоціації збільшується концентрація так званих активних центрів – радикалів ОН та атомарного кисню, які володіють підвищеною реакційною здатністю. Н.В. Лавров та Н.А. Федоров [120] вказують, що із збільшенням ступеня дисоціації і зростанням концентрації активних центрів знижується енергія активації. Швидкість хімічної реакції визначається рівнянням Арреніуса

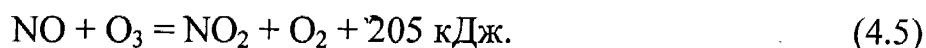
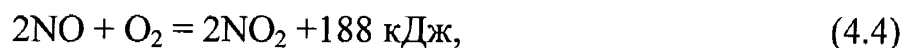
$$\omega = k_0 \exp[-E/(RT)]. \quad (4.1)$$

Зменшення енергії активації E і зростання абсолютної температури призводять до того, що швидкість реакції зростає і у випадку досягнення граничного значення, стає рівною передекспотенційному множнику k_0 . В таких умовах, внаслідок підвищеної хімічної активності радикалів ОН і атомарного кисню, починають здійснюватися нові реакції, зокрема реакції з'єднання кисню з азотом повітря.

Сумарна реакція утворення монооксиду азоту іде з поглинанням тепла і описується рівнянням [35]



В двотактних двигунах на початку другого такту в робочий циліндр починає надходити горюча суміш, витісняючи продукти згорання, утворені за перший такт двигуна. Монооксид азоту, реагуючи з киснем повітря, перетворюється у діоксид. Загальні реакції утворення діоксиду азоту протікають з виділенням тепла і можуть бути наведені у вигляді



Таким чином, газомотокомпресори є потужними джерелами викиду оксидів азоту та окису вуглецю, які мають негативний вплив як на людину так і на оточуюче її середовище. Вступаючи в реакцію з гемоглобіном, дані речовини значно зменшують його вміст в крові. Однак за токсичністю ($\text{ГДК}_{\text{мр}}\text{NO}_2=0,085 \text{ мг/м}^3$ в порівнянні з 5 мг/м^3 для CO) і з врахуванням активної участі у фотохімічних реакціях в атмосфері оксиди азоту не поступаються окису вуглецю. Негативний вплив оксидів азоту на здоров'я людини спостерігається у погіршенні функціональної роботи органів дихання та зору. Дана речовина подразнює слизові оболонки ока та дихальних шляхів. Оксиди азоту погано розчиняються в рідкому середовищі і здатні глибоко проникати в легені, пошкоджуючи їх. Дослідження, проведені в різних регіонах, показують що в місцях забруднених NO_2 , у людей погіршуються функції дихальних органів, збільшується кількість випадків респіраторних захворювань і спостерігаються зміни в крові. Наслідки отруєння діють протягом року і можуть спричинити розлад нервової системи людини. У великих концентраціях викликають загрозу життю людини. Слід також врахувати і канцерогенну дію NO_2 [85]. Тому зниження концентрації оксидів азоту у вихлопних газах газомотокомпресорів залишається досить значимим і актуальним завданням.

Відповідно до теорії Зельдовича Я.Б., утворення оксидів азоту відбувається в основному поза зоною активного горіння газоподібних речовин, і залежить в основному від температури, надлишку окислювача та часу перебування азотокисневої суміші в області високих температур.

Зниження токсичності вихлопних газів ГМК може бути досягнуте шляхом використання одного або раціонального поєднання кількох з відомих методів зменшення вмісту сполук оксидів азоту, спрямованих на попередження факторів, що сприяють їх утворенню під час згорання вуглеводневих палив, а саме

- рециркуляція продуктів згорання в зону високих температур [121, 122].

Даний метод дозволяє знизити максимальну температуру та концентрацію кисню в зоні горіння і вважається одним з найбільш доступних та ефективних спо-

собів зменшення викиду оксидів азоту в атмосферне повітря. Недоліками є те, що його використання призводить до підвищення опору газового тракту зниження ккд установок та погіршення умов згорання. Крім того, реалізація рециркуляції продуктів згорання вимагає додаткових капітальних та експлуатаційних затрат, пов'язаних з транспортування газів підвищеної температури;

- метод двостадійного згорання палива забезпечує зниження виходу оксидів азоту до 50 %, однак може призвести до суттєвого підвищення продуктів неповного згорання, зокрема таких як оксид вуглецю та бенз(а)пірен [117]. В умовах газових двигунів не може бути реалізованим в силу конструктивних особливостей газопоршневих агрегатів;

- подача води чи пара в зону горіння також суттєво впливає на викид оксидів азоту, однак вимагає точної організації процесу її підведення оскільки в іншому випадку може призвести до погіршення умов згорання та виходу продуктів хімічного недопалювання. Використання даного методу в умовах газоперекачувальних агрегатів вимагає суттєвих капітальних та експлуатаційних затрат за рахунок необхідності конструктивного втручання в будову агрегату та хімічної підготовки води чи пара.

Зазначені методи пригнічення процесів утворення оксидів азоту, пов'язані зі зниженням температури горіння, отримали широке розповсюдження у теплоенергетиці, проте їх реалізація у двигунах газомотокомпресорів чи технологічних високотемпературних печах пов'язана з суттєвими труднощами, а в певних випадках і неможлива.

Більш ефективним і придатним для умов згорання вуглеводневого палива у двигунах ГМК є метод зниження емісії оксидів азоту шляхом очищення від них продуктів згорання. Відомі відновні та сорбційні методи очищення газів від NOx [122, 123]. Використання останніх пов'язане зі значними капіталовкладеннями внаслідок необхідності встановлення громіздкого і високовартісного обладнання, що створює основну перешкоду для їх застосування.

Відновні методи базуються на відновленні NOx до чистого азоту газами-відновниками у присутності каталізатора чи без нього. В якості відновників мо-

жуть виступати водень, окис вуглецю, метан та інші вуглеводні, аміак та аміачна вода, розчин карбаміду та ін., в якості каталізаторів – метали платинової групи чи окисли перехідних металів (заліза, ванадію, міді, хрому та ін.)

Каталітичне відновлення оксидів азоту полягає в тому, що суміш продуктів згорання з газом-відновником пропускається через шар каталізатора. Попередньо вона повинна бути нагрітою до температури його запалювання (150-400 °С). В результаті в залежності від виду відновника протікають ті чи інші хімічні реакції з відновленням NOx до чистого азоту.

Основним недоліком каталітичних методів очищення димових газів від оксидів азоту є шар каталізатора, наявність якого призводить до підвищення опору установки, що вимагає збільшення затрат енергії для його подолання [124].

Відомий метод гомогенного відновлення оксидів азоту, використання якого не призводить до підвищення опору установки, оскільки базується на процесі селективного відновлення NOx аміаком в газовій фазі, що достатньо ефективно протікає за відсутності каталізаторів. Даний метод придатний для підприємств, де проводиться виготовлення аміаку і наявний досвід роботи з ним. Необхідність підтримання високих температур процесу в межах 930-980 °С, чутливість до її зміни, необхідність доставки аміаку, токсичність і пожежовибухонебезпечність даної речовини, зберігання якої передбачає спеціальні сховища, суттєво підвищує вартість системи очищення і робить її недоцільною для використання в умовах компресорних станцій ГПЗ.

Враховуючи недоліки існуючих методів зниження токсичності продуктів згорання вуглеводневого палива був знайдений новий підхід до вирішення проблеми очищення вихлопних газів ГМК, в основу якого покладена каталітична реакція відновлення оксидів азоту (NOx) оксидом вуглецю (CO).

З метою перевірки можливості реалізації даного методу в умовах ГПА на базі Опарського підземного сховища газу (ПСГ), дотискувальна компресорна станція якого обладнана газомотокомпресорами типу МК-8, був проведений комплекс інструментальних замірів кількості токсичних газів, що містяться у викидах ГМК. В результаті чого була встановлена можливість застосування з

метою зниження концентрації оксидів азоту та вуглецю процесів гетерогенно-каталітичного характеру [85], в основу яких покладена хімічна властивість оксидів азоту розкладатися на поверхні каталізатора в присутності відновлювача, на азот та кисень. Враховуючи, що у вихлопному газі міститься значна кількість СО, він може виступати в якості відновника для процесу розкладання NOx. В результаті протікання реакції, оксиди азоту розкладаються на елементарний азот та кисень, а оксид вуглецю доокислюється до діоксиду, оскільки на поверхні каталізатора адсорбується кисень, який миттєво вилучається з поверхні, взаємодіючи з адсорбованою молекулою СО. Таким чином, досягається двокомпонентне зниження токсичності вихлопних газів ГМК.

Вимірювання концентрації NOx та СО проводилось газоаналізатором виробництва Німеччини (фірми "Testo"). Переваги газоаналізатора такого типу полягають в швидкості та великих діапазонах вимірювань, індикації параметрів аналізу, низькому рівні утворення конденсату і, як наслідок, високій точності вимірювань.

Під час роботи ГМК відпрацьовані гази з циліндрів двигуна, перед викидом в атмосферу, надходять у вихлопні колектори, після них у глушник, в камерах якого за рахунок послідовного розширення газів, відбувається зниження шуму вихлопу.

Заміри концентрацій NOx та СО у відпрацьованих газах проводилися на вході (перша точка заміру) та виході (друга точка заміру) з глушника. Для дослідження були вибрані два газомотокомпресора, на одному з яких був нещодавно встановлений новий глушник (ГМК№2), на іншому - глушник з досить тривалим періодом роботи (ГМК№1). В процесі проведення замірів було встановлено, що під час проходження вихлопних газів через глушник, в них спостерігається чітке зниження вмісту токсичних компонентів, причому у глушнику, що тривалий час знаходився в експлуатації, зниження значно інтенсивніше у порівнянні з новим. Отже, концентрація NOx та СО у вихлопних газах певною мірою залежить від тривалості експлуатації глушника ГМК. З метою підтвердження зробленого припущення та виявлення закономірності впливу часу використання глушника на вміст токсичних компонентів у продуктах згорання, дослідження виконувалися на газомотокомпресорах, обладнаних новим глуш-

ником та глушником з тривалим періодом роботи. Заміри проводилися в 20-х числах кожного місяця протягом річного періоду експлуатації підземного сховища. Технологічним регламентом роботи ПСГ між відбором і наступним нагнітанням газу в пласт передбачений нейтральний період, на час якого (вересень-жовтень) відбувається планова зупинка обладнання. Тому у вересні заміри не проводилися. Результати вимірювань зведені до таблиці 4.1.

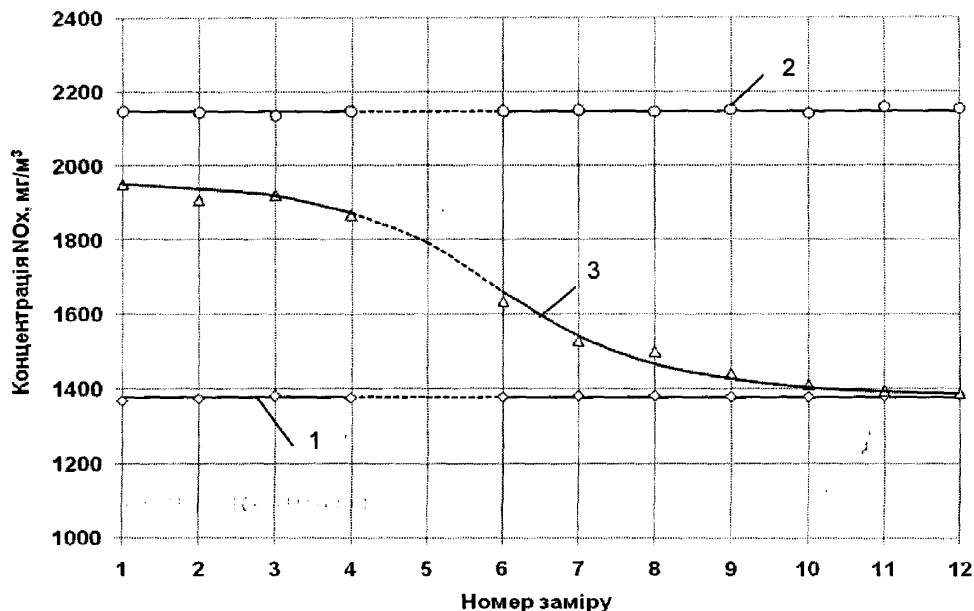
Таблиця 4.1 – Результати проведення інструментальних замірів концентрації токсичних речовин у вихлопних газах ГМК МК-8

Номер ГПА		ГМК №1							
Номер заміру	Час заміру	Перша точка заміру				Друга точка заміру			
		NO, ppm	NO ₂ , ppm	NO _x , ppm	NO _x , мг/м ³	NO, ppm	NO ₂ , ppm	NO _x , ppm	NO _x , мг/м ³
1	Травень	1451	103	1554	2154,5	929	66	995	1379,5
Номер ГПА		ГМК №2							
Номер заміру	Час заміру	Перша точка заміру				Друга точка заміру			
		NO, ppm	NO ₂ , ppm	NO _x , ppm	NO _x , мг/м ³	NO, ppm	NO ₂ , ppm	NO _x , ppm	NO _x , мг/м ³
1	Травень	1446	102	1548	2146,2	1314	93	1407	1950,7
2	Червень	1444	102	1546	2143,4	1285	91	1376	1907,7
3	Липень	1438	102	1540	2135,1	1294	91	1385	1920,2
4	Серпень	1446	102	1548	2146,2	1257	89	1346	1866,1
5	Вересень	-	-	-	-	-	-	-	-
6	Жовтень	1446	102	1548	2146,2	1101	78	1179	1634,6
7	Листопад	1448	102	1550	2149,0	1029	73	1102	1527,8
8	Грудень	1447	102	1549	2147,6	1010	71	1081	1498,7
9	Січень	1450	102	1552	2151,7	969	69	1038	1439,1
10	Лютий	1443	102	1545	2142,0	951	67	1018	1411,4
11	Березень	1455	103	1558	2160,1	940	66	1006	1394,7
12	Квітень	1451	103	1554	2154,5	935	66	1001	1387,8

Для більш наочного зображення наведемо отримані результати у вигляді графічної залежності зміни концентрації оксидів азоту з тривалістю експлуатації глушників газомотокомпресорів, нейтральний період в роботі яких позначено пунктирною лінією (рис. 4.4).

На основі отриманих результатів можна зробити висновок, що під час проходження відпрацьованих газів через глушник концентрація оксидів азоту в них

значно знижується. Інтенсивність зниження концентрації певною мірою залежить від періоду роботи газоперекачувального агрегату. Зміна вмісту оксидів вуглецю у викиді є аналогічною.



- 1 - друга точка заміру ГМК №1;
 2- перша точка заміру ГМК №2;
 3 - друга точка заміру ГМК №2

Рисунок 4.4 – Зміна концентрації оксидів азоту у вихлопних газах ГМК з часом їх знаходження у роботі

Даний факт переконливо свідчить про те, що зниження концентрації NOx у вихлопі ГМК носить гетерогенно-каталітичний характер. Тобто, зменшення вмісту оксидів азоту можливе за рахунок їх хімічної властивості розкладатися на поверхні каталізатора в присутності відновника на азот та кисень.

В якості відновника у разі протікання такого роду реакцій можуть виступати метан, карбоксид, водень, аміак, а також оксид вуглецю [7]. Оскільки, у вихлопному газі міститься значна кількість CO, то саме він виступає як відновник у процесі розкладання оксидів азоту, відновлення якого, у даному випадку, відбувається за схемою



Тобто, відповідно до наведених реакцій, оксиди азоту розкладаються на елементарний азот та кисень, а оксид вуглецю доокислюється до діоксиду. Згідно з хімічною реакцією (4.6), в результаті дисоціації молекули NO, на поверхні каталізатора адсорбується кисень, який миттєво вилучається з поверхні, взаємодіючи з адсорбованою молекулою CO. Таким чином, досягається двокомпонентне зниження токсичності вихлопних газів ГМК.

Реакція взаємодії CO і NO протікає на внутрішніх поверхнях глушника, де в процесі взаємодії металу, з якого виготовлений глушник, з киснем повітря, утворюється шар оксиду заліза (Fe_2O_3). Саме Fe_2O_3 виступає в ролі каталізатора. Разом з тим, слід зазначити, що із збільшенням часу, який пройшов з моменту виготовлення глушника, а саме тривалості взаємодії його внутрішньої поверхні з киснем повітря, зростає активність каталізатора, відповідно, швидше протікає процес відновлення оксидів азоту, а отже і інтенсивніше відбувається зниження концентрації токсичних компонентів у викиді. Це досить наглядно видно з рисунка 4.1 (заміри 4-6), коли ГМК не експлуатувався, оскільки був зупинений на період планового простою, і окислення внутрішніх поверхонь проходило більш інтенсивно, ніж під час роботи машини.

Отже, як показали результати інструментальних замірів, протікання процесів гетерогенного каталізу на внутрішніх поверхнях глушників призводить до суттєвого зниження токсичності вихлопних газів, а відсутність внесення змін у їх конструкцію не збільшує опір вихлопного тракту газомотокомпресора, а отже не впливає на техніко-експлуатаційні показники агрегату. Подальше удосконалення методу застосування процесів відновлення оксидів азоту, під час проходження через вихлопний тракт ГМК дозволить досягти безпечного вмісту токсичних компонентів у викиді відпрацьованих газів, однак вимагатиме додаткових капіталовкладень та експлуатаційних затрат на реалізацію. На сьогоднішній день, враховуючи дефіцит вільних коштів та їх інвестування в екологічні проекти, підприємства вимушені обирати технології які є найменш затратними і дозволяють забезпечити достатній рівень ефективності. Проведені дослідження обґрунтовують необхідність використання глушників під час роботи газоперека-

чувальних агрегатів, не дивлячись на те, що вони дещо впливають на зниження потужності їх приводу. Це суттєво знизить негативний вплив процесів згорання газоподібних вуглеводнів на довкілля. Підвищення потужності та продуктивності працюючих газомотокомпресорів можна здійснити шляхом використання додаткових повітряних циліндрів великого діаметра для здійснення наддуву, що значно дешевше встановлення додаткових ГМК.

Таким чином, можна зробити висновок, що впровадивши схему відбору факельних газів і повернення їх в технологічну лінію виробництва для використання в якості палива газомотокомпресорних установок, дозволяє одержати значну економію не тільки від заощадження енергетичних ресурсів, а й від суттєвого зменшення техногенного навантаження на навколишнє середовище.

4.4 Утилізація факельних газів на об'єктах нафтохімічної промисловості

На сучасних нафтопереробних заводах (НПЗ) існує значна кількість джерел викиду димових газів, що сприяє дифузійному забрудненню атмосферного повітря. Суттєвий вклад у техногенне навантаження вносять факельні установки НПЗ. Не дивлячись на постійну модернізацію обладнання та удосконалення технологічних процесів, значна частина вуглеводневих газів, які надходять з технологічних установок і резервуарів у разі недостатнього контролю роботи запобіжних клапанів та іншої перекивної апаратури, спалюється на факельних пристроях. Обсяг газу, що скидається у факельну систему для подальшого спалювання на нафтопереробних заводах України в середньому складає від 0,14 до 3 % переробленої нафти. Для порівняння у США даний показник не перевищує 0,6 %. У нафтових газах заводів містяться насичені та ненасичені вуглеводні до C_5 включно, а також водень та сірководень, які є цінною хімічною сировиною.

Спалювання на факелах некондиційних вуглеводневих сумішей призводить до забруднення атмосферного повітря продуктами їх неповного згорання. Особливо багато виділяється сажі, у разі спалювання скидних газів, що містять важкі нена-

сичені вуглеводні. Таким чином, завдання повного збору та раціонального використання факельних газів, як рішення одночасно двох проблем, економії енергоресурсів та забезпечення охорони навколишнього середовища, все ще залишається актуальним і притягує увагу багатьох науково-дослідних компаній.

Одним із перспективних напрямків раціонального використання технологічних газів НПЗ, призначених для спалювання на факельних установках, є їх збір, компримування та повернення у технологічну лінію переробки з метою використання в якості хімічної сировини, або в якості палива для технологічних установок. Утилізація факельних газів нафтопереробних заводів може бути успішно реалізована шляхом впровадження системи з використанням рідинно-газових ежекторів, розробленої для умов виробничого об'єкту ПАТ “Укрспецтрансгаз”, принципова схема і детальний опис якої наведені у 4.1. Проте дана технологія повинна обов'язково враховувати специфіку підприємства і бути адаптованою для використання в умовах ведення технологічних процесів нафтопереробних заводів.

Вміст у скидних газах сірководневого компоненту вимагає наявності у складі утилізаційної установки очисних пристроїв, які б дозволили не тільки відібрати дану сполуку, а й раціонально її використати в якості хімічної сировини. Під час скиду газів з технологічних установок у факельну лінію, разом з ними надходять рідкі продукти, що створює умови для утворення гідравлічних і гідратних пробок, які зменшують пропускну здатність системи і порушують роботу контрольно-вимірювального обладнання. Тому доцільним є використання схеми, яка дозволяє виявити наявність рідких вуглеводнів у скиді, їх відбір та переробку. Крім того, процес утилізації факельних газів ускладнюється значними коливаннями тиску у паливній системі заводів. Тому з метою підвищення ефективності утилізації некондиційних вуглеводневих сумішей НПЗ, необхідно передбачати системи, які дозволяють стабілізувати тиск у паливній системі заводу. Введення у запропоновану технологію зазначених схем, дозволить практично повністю використати гази, повернуті з факельного господарства.

4.5 Висновки до розділу

1 Розроблено технологію утилізації некондиційних низьконапірних газів, які під час дегазації внутрішнього об'єму вагоно-цестерн для транспортування скраплених вуглеводневих газів скидаються у факельну лінію для подальшого спалювання. Надані рекомендації щодо реалізації запропонованої технології в умовах ведення виробничого процесу на базі ремонтно-випробувального комплексу ПАТ “Укрспецтрансгаз”.

2 Розроблено технологію відбору та компримування некондиційних низьконапірних газоподібних вуглеводнів, які під час ведення виробничих процесів газопереробних заводів надходять від системи запобіжних клапанів у лінію факельного господарства для подальшого спалювання. Запропоновані способи раціонального використання хвостових газів для умов виробництва Качанівського ГПЗ в залежності від обраної схеми роботи ежекторної установки, можливостей та потреб промислового об'єкта.

3 Проведений аналіз існуючих способів зменшення вмісту токсичних компонентів у вихлопі поршневих газоперекачувальних агрегатів.

4 Проведені дослідження на основі інструментальних замірів концентрації забруднюючих речовин, що містяться у вихлопних газах ГПА ГМК МК-8 за умов наявного глушника в системі вихлопного тракту агрегату та його відсутності. Як показує аналіз роботи підприємств, де з метою компримування газів використовуються газомотокомпресорні установки, досить часто глушники не використовуються, внаслідок підвищення опору вихлопного тракту ГПА. На основі результатів проведених дослідів обґрунтовано необхідність і доцільність використання глушників, оскільки навіть без додаткових конструктивних змін, які неодмінно призведуть до підвищення капітальних затрат на реалізацію технології, а також зниження потужності агрегату, дозволить значно знизити вміст токсичних компонентів вихлопних газів за рахунок процесів протікання гетерогенно-каталітичного відновлення NOx оксидами вуглецю до елементарного азоту та вуглекислого газу.

ВИСНОВКИ

На основі експериментальних та теоретичних досліджень вирішене науково-прикладне завдання встановлення закономірностей розповсюдження викидів підприємств нафтогазової промисловості, що дало змогу оцінити масштаби впливу виробничих об'єктів на довкілля та розробити природоохоронні заходи, спрямовані на зниження рівня забруднення атмосферного повітря з метою зменшення техногенного навантаження на навколишнє середовище шляхом підвищення екологічної безпеки виробничих об'єктів та раціонального використання енергетичних ресурсів на певних етапах технологічних процесів, а саме

1 В результаті проведеного аналізу процесів утворення, емісії, трансформації та поширення в навколишньому середовищі токсичних компонентів продуктів згорання вуглеводневих газів, а також вивчення основних напрямків існуючих досягнень з вирішення проблем техногенного забруднення довкілля, встановлені необхідні передумови для зниження обсягів викиду шкідливих речовин у разі спалювання газоподібних вуглеводнів промисловими установками підприємств нафтогазової галузі. Обґрунтована необхідність впровадження технологій зменшення обсягів спалювання некондиційних газів на факельних установках та економії енергоносіїв шляхом використання вторинних ресурсів.

2 Експериментальні дослідження лінійної турбулентної дифузії димових газів в атмосферному повітрі засвідчили, що найбільш визначальним чинником впливу на величину ефективного коефіцієнта змішування є режим руху потоку повітряного середовища. Встановлено, що в досліджуваному діапазоні середніх швидкостей від 1 до 15 м/с різниця між мінімальним та максимальним значеннями коефіцієнта дифузії досягає 90 %. Теоретичними та експериментальними вишукуваннями обґрунтована можливість використання для визначення величини коефіцієнта лінійної турбулентної дифузії димових газів формули Тейлора зі збільшенням емпіричного коефіцієнта 10,6 в 1,74-1,96 рази в залежності від

швидкості руху потоку, що в середньому становить 20,8 і є більш прийнятним значенням для випадку змішування газів.

3 На основі наукових досліджень виявлені закономірності співвідношення параметрів просторової дифузії димових газів в атмосферному повітрі. Встановлено, що коефіцієнти горизонтальної та вертикальної дифузії складають в середньому відповідно 70 та 110 % величини коефіцієнта лінійної дифузії. Шляхом реалізації розробленої математичної моделі розсіювання шкідливих домішок в атмосферному повітрі, яка дозволяє надати оцінку впливу на навколишнє середовище введених в експлуатацію стаціонарних джерел викиду та спрогнозувати можливе забруднення атмосфери на етапі проектування виробничих об'єктів промислових підприємств, встановлено, що на характер розповсюдження шкідливих речовин в атмосфері окрім параметрів джерела викиду суттєво впливають фізичні властивості домішок, зокрема їх розмір та питома вага. Чим легша речовина тим далі від джерела викиду вона опуститься до рівня земної поверхні і тим більшою буде зона її впливу. У випадку зменшення розмірів частинок на 90 % зона впливу димової хмари, в якій вони зосередженні, збільшується за максимальних швидкостей руху повітря до 80 %.

4 Розроблені адаптовані до умов виробництва енергоощадні технології раціонального використання факельних газів в якості палива для технологічних установок промислових підприємств з можливістю застосування методів зниження емісії токсичних речовин, що містяться у їх викидах. Дослідженнями встановлено, що у разі реалізації такої технології в умовах ремонтно-випробувального комплексу ПАТ “Укрспецтрансгаз” питомі викиди шкідливих речовин, що містяться у продуктах згорання знизяться більше ніж на 80 %, разом з тим компенсація річних затрат на паливо складе 201,6 тис. грн.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Оновлення енергетичної стратегії України на період до 2030 р. [Електронний ресурс] / Міністерство енергетики та вугільної промисловості України. – Офіційний веб - сайт. – Режим доступу: <http://mpe.kmu.gov.ua/fuel/control/uk/publish/article>
2. Сигал И.Я. Защита воздушного бассейна при сжигании топлива / Исаак Яковлевич Сигал. – Л.: Недра, 1988. – 312 с.
3. Проблемы и перспективы использования нефтяного попутного газа в России [Электронный ресурс] / А. Ю. Книжников, Н. Н. Пусенкова //Ежегодный обзор проблемы в рамках проекта “Экология и Энергетика. Международный контекст”. – 2009. – Выпуск 1. - Режим доступа к журн.: <http://wwf.ru/resources/publ/book/337>.
4. Кутепова Е. Проблемы и перспективы использования попутного нефтяного газа в России / Кутепова Е., Книжников А., Кочи К. – М.: WWF России, 2012. – 35 с.
5. Петряшин Л.Ф. Охрана природы в нефтяной и газовой промышленности / Петряшин Л.Ф., Лысяный Г.Н, Тарасов Б.Г. – Львов: Вища школа, 1984. – 188 с.
6. Панов Г.Е. Охрана окружающей среды на предприятиях нефтяной и газовой промышленности / Панов Г.Е., Петряшин Л.Ф., Лысяный Г.Н. – М.: Недра, 1986. – 244 с.
7. Техника защиты окружающей среды / [Торочешников Н.С., Родионов А.И., Кельцев Н.В., Клушин В.Н.]. – М.:Химия, 1981. – 368 с.
8. Энергетика и охрана окружающей среды / [Кропп Л.И, Кострикин Ю.М., Бабий В.И. и др.]; под. ред. Н.Г. Залогина. М.: Энергия, 1979. – 352 с.
9. Иссерлин А.С. Основы сжигания газового топлива / Иссерлин А.С. – Л.: Недра, 1987. – 336 с.
10. Попов О.О. Стохастична модель забруднення приземної атмосфери від підприємств паливної енергетики (на прикладі ТЕЦ). / О.О. Попов // Моделювання та інформаційні технології: зб. наук. праць. – К.: ІПМЕ ім. Г.Є. Пухова НАН України, 2009. – Вип. 53. – С. 10-21.

11. Попов О.О. Математичне моделювання розповсюдження техногенного забруднення від підприємств паливної енергетики / О.О. Попов // Моделювання та інформаційні технології: зб. наук. праць. – К.: ІПМЕ ім. Г.Є. Пухова НАН України, 2009. - С. 73-84.

12. Тимків Д. Ф. Визначення та прогнозування величин викидів забруднюючих речовин у процесі роботи газоперекачувальних агрегатів / Д. Ф. Тимків, П. А. Ягода, М. А. Наследнікова// Методи та прилади контролю якості. – 2006. - №17. – С. 67-71.

13. Яцишин А.В. Комплексне оцінювання та управління екологічною безпекою при забрудненнях атмосферного повітря : автореф. Дис.. на здобуття наук. ступеня доктора техн.. наук : спец. 21.06.01 “Екологічна безпека” / А.В. Яцишин. – Київ, 2013. – 38 с.

14. Варламов Г. Б. Оцінка негативного впливу та концепція енергоекологічного моніторингу паливоспалювальних енергооб’єктів // Экотехнологии и ресурсосбережение. – 2001. – № 4. –С. 53–57.

15. Варламов Г. Б., Любчик Г. М., Голота І. М., Манжула І. О. До методики комплексної мінімізації емісії оксидів азоту котельних агрегатів // Енергетика: економіка, технології, екологія. – 2002. – № 2.– С. 53–58.

16. Вредные вещества в промышленности : [справочник для химиков, инженеров и врачей в 3-х томах]; под. ред. Н.В. Лазарева, Э.Н. Левиной. – Л.: Химия, 1976.

17. Общие санитарно-гигиенические требования к воздуху рабочей зоны: ГОСТ 12.1.005-88 ССБТ. – [Чинний від 1989-01-01]. – М.: Межгосударственный стандарт, 1989. – 45 с.

18. Сафонов М. Можно ли уменьшить концентрацию углекислого газа в атмосфере / Михаил Сафонов, Георгий Лисичкин // Соросовский обзорный журнал. – 2001. - №7. Т. 7. – С.40-46.

19. Басманов Е. И. Влиянии атмосферного озона на колебания климата Земли / Е. И. Басманов // Вестник Харьковского университета. - 1980. № 198. - С. 68-70.

20. Daniel D. Chiras. Environmental science: action for a sustainable future / Daniel D. Chiras. – California: The Benjamin/Cummings Publishing Company, 1991.- 764 p.

21. Никитин Д.П. Окружающая среда и человек / Д. П. Никитин, Ю. В. Новиков. – М.: Высш. Школа, 1980. – 424 с.

22. Третье, Четвертое и Пятое Национальные сообщения Украины по вопросам изменения климата, подготовленные на выполнение статей 4 и 12 Рамочной конвенции ООН об изменении климата и статьи 7 Киотского протокола [материалы подготовленные под руководством Министерства охраны окружающей природной среды при участии других центральных органов исполнительной власти, ведомств, организаций и институтов Украины / учредит.: Украинский научно-исследовательский гидрометеорологический институт МЧС и Национальная академия наук Украины] – Київ, 2009. – 366 с.

23. Школьный М.П. До питання проблем енергозберігаючих технологій та забруднення навколишнього середовища / Микола Школьний, Олена Бортняк // Нафт. і газ. пром-сть. – 2007. - №2. – С. 53-54.

24. Бортняк О.М. Утилізація факельних газів як спосіб енергозбереження в газопереробній галузі / О.М. Бортняк // Розвідка та розробка нафтових і газових родовищ. – 2007.- №2(23). – С. 34-38.

25. Охрана окружающей природной среды / [Лавриненко М. З., Петин В.А., Чмовж В.В. и др.]; под. ред. Г.В. Дуганова – К.: Выща школа, 1988. – 304 с.

26. Методика расчета концентраций в атмосферном воздухе вредных веществ, содержащихся в выбросах предприятий. ОНД – 86. Л.: Гидрометеоиздат, 1987. – 94 с.

27. Левин А.М. Принципы рационального сжигания газа. / Левин А.М. – Л.: Недра, 1977. – 247 с.

28. Шабад Л.М. Загрязнение атмосферного воздуха канцерогенными веществами / Л. Д. Шабад, П.П. Дикун. – Л.: Медгиз, 1959. – 240 с.

29. Загрязнение атмосферы канцерогенными углеводородами / А.И. Шур // Природный газ и борьба с загрязнением воздушного бассейна: реф. сб. ВНИИЭГазпрома – Л., 1971. – С. 26-30.
30. Pfafflin J.R. Encyclopedia of environmental science and engineering / J.R. Pfafflin, E.N. Ziegler. – Boca Raton: Taylor & Francis Group, 2006. – 1408 p.
31. Ситник К. Чи допоможуть атомні станції розв'язати проблему глобального потепління? /К. Ситник, В. Багнюк // Надзвичайна ситуація. – 2005. - №4 (90). – С. 45-54.
32. Зельдович Б.Я. Окисление азота при горении / Зельдович Б.Я., Садовников П.Я, Франк-Каменецкий Д.А. – М.:Наука, 1947. – 148 с.
33. Лавров Н.В. Основы горения газообразного топлива / Лавров Н.В. - Ташкент: Изд-во АН УзССР, 1962. – 419 с.
34. Fenimore C.P. Formation of nitric oxide from fuel nitrogen in ethylene flames / C.P. Fenimore // Combustion and flames/ - 1972. - №2(19). – P. 69-77.
35. Сигал И.Я. Исследование теплоотдачи газового факела при различной степени смешения газа с воздухом / И. Сигал., Д. Любезников // Инж.- физ. журнал. – 1966. - №10. – С. 433-466.
36. Математическая теория горения и взрыва / [Зельдович Б.Я., Баренблатт Г.И., Либрович А.Б., Махвиладзе Г.И.]. – М.:Наука, 1980. – 478 с.
37. McLean W.I. Direct formation of NO₂ in combustion products / W.I. McLean. – Atm. Pollut., 1980. – 58 p.
38. Белов Н.С. Комплексная оценка рассеивания вредных примесей / Н.С. Белов // Газовая промышленность. – 1982. - №10. – С. 39-41.
39. Эльтерман В.М. Охрана воздушной среды на химических и нефтехимических предприятиях / Эльтерман В.М. – М.: Химия, 1985. – 160 с.
40. Сеттон О.Г. Микрометеорология / Сеттон О.Г. – М.: Гидрометеиздат, 1958. – 230 с.
41. Уорк К. Загрязнение атмосферы. Источники и контроль / К. Уорк, С. Уорнер. – М.: Мир, 1980. – 640 с.
42. Fundamentals of air pollution / [Boubel R.W., Fox D.L., Turner D.B., Stern A.C.]. – California: Academic press, 1994. – 574 p.

43. International Trends in Standardization of Air Pollution Modeling and its Application. [“4-th Int Clean Air Congr.]. (Tokyo, 1977). – Tokyo, 1977. – P. 261-266.

44. Берлянд М.Е. Современные проблемы атмосферной диффузии и загрязнения атмосферы / Берлянд М.Е. – Л.: Гидрометеиздат, 1975. – 448 с.

45. Артемова Н.Е. Допустимые выбросы радиоактивных и вредных веществ в приземный слой атмосферы / Артемова Н.Е. – М.: Атомиздат, 1980. – 245 с.

46. Белов Н.С. Нормирование границ аварийных зон и организация контроля за рассеиванием газовых выбросов в воздухе на объектах месторождений сероводородсодержащего природного газа / Н. С. Белов // Техника безопасности и охрана труда. – 1984. - №1. – 24 с.

47. Бородулин А. И. Статистическое описание процесса турбулентной диффузии аэрозолей в атмосфере. Метод и приложения / Бородулин А. И., Майстренко Г. М., Чалдин Б. М. – Новосибирск: Издательство Новосибирского университета, 1992. - 124 с.

48. Степаненко С.Н. Решение уравнения турбулентной диффузии для стационарного точечного источника / С.Н. Степаненко, В.Г. Волошин, С.В. Типцов // Український гідрометеорологічний журнал. – 2008. - №3. – С. 13-24.

49. Степаненко С.Н. Новая формула оценки уровня загрязнения атмосферы промышленными выбросами / С.Н. Степаненко, В.Г. Волошин, С.В. Типцов // Український гідрометеорологічний журнал. – 2009. - №4. – С. 227-237.

50. Степаненко С. Эйлерова K-GDM модель расчета концентрации в атмосферном воздухе вредных веществ, содержащихся в выбросах промышленных предприятий / С. Степаненко, В. Волошин // Український гідрометеорологічний журнал. – 2009. - №5. – С. 5-14.

51. Фалько В. Влияние случайных изменений геометрических проектных параметров точечного источника выбросов загрязняющих веществ на их концентрации в атмосферном воздухе / В. Фалько, Л. Пляцук // Вісник КДПУ імені Михайла Остроградського. – 2007. – Випуск 5(46). – 158-162.

52. Разработка стохастической математической модели загрязнений атмосферного воздуха с использованием метода статистических испытаний и ее при-

менение для оценки экологического риска / А.В. Артамонова, В.А. Долодаренко, Н.А. Чернобровкина, В.В. Фалько [та ін.] // *Екологія і природокористування*. – 2003. - №5. – С. 231-236.

53. Яблонский В.С. Последовательная перекачка нефтепродуктов и нефтей по магистральным трубопроводам / Яблонский В.С., Юфин В.А., Бударев И.П. - М.: Гостоптехиздат, 1969. – 148 с.

54. Юфин В.А. Расчет объема смеси при последовательной перекачке / В.А. Юфин // *Транспорт и хранение нефтепродуктов и углеводородного сырья*. – 1972. - №3. – С. 7-8.

55. Fowler and Brown. Contamination by successive flow in pipe Line / Fowler and Brown // *National Petroleum News*. – 1943. – No 40.

56. Нечваль М.В. Последовательная перекачка нефтей и нефтепродуктов по магистральным трубопроводам / Нечваль М.В., Новоселов В.Ф., Тугунов П.И. – М.: Недра, 1976. – 261 с.

57. Teylor G. The dispersion of matter in turbulent flow through a pipe / G. Teylor // *Proceedings of the Royal Society*. – 1954. – v. A223, No 1155. – P. 447-468.

58. Taylor G. I. Diffusion and mass transport in tubes / G. I. Taylor // *Proceedings of the Royal Society*. – 1954 - V. 67 - No 12.

59. Davidson J. F. Gas mixing in long pipelines / J.F. Davidson, D.C. Farquharson D.C., J.Q. Piclon // *Chemical Engineering Science*. - 1955. – No 5.

60. Яблонский В.С. О турбулентной диффузии в трубах / В.С. Яблонский, А.Ш. Асатурян, И.Х. Хизгилов // *Инженерно-физический журнал*. – 1960. -№3. – С. 117-122.

61. Mickelsen W.R. Measurement of effect of molecular diffusivity in turbulent diffusion / W.R. Mickelsen // *Journal of fluid mechanics*. – 1960. – No 3. – V. 7.

62. Tichacek L.J. Axial mixing in pipes / L.J. Tichacek, C.H. Barcelew, I. Baron // *A.J.Ch.E Journal*. – 1957. – v. 3. – No. 4. – P. 439-442.

63. Левич В.Г. Физико-химическая гидродинамика / Левич В.Г. – М.: Физматгиз, 1959. – 654 с.

64. Лурье М.В. Основные вопросы последовательной перекачки нефтепродуктов по магистральным трубопроводам / М.В. Лурье, В.И. Марон. – М. : ЦНИИТЭнефтехим, 1972. – 32 с.

65. Нечваль М.В. Определение объема смеси при последовательной перекачке газов / М.В. Нечваль, В.Ф. Новоселов // Нефть и газ. – 1965. - №4. – С. 77-82.

66. Нечваль М.В. О смешении газов при последовательной перекачке / М.В. Нечваль, В.С. Яблонский // Нефть и газ. – 1963. - №12. – С. 75-80.

67. Марон В.И. Уравнение турбулентного перемешивания газов, движущихся в трубе / В.И. Марон // Газовая промышленность. 1970. - №3. С. 74-78.

68. Правила устройства и безопасной эксплуатации факельных систем (ПУ и БЭФ – 91)

69. Пат. 2180720 Российская Федерация, МПК F23D14/62. F22B23/18. Факельная энергетическая установка на попутном газе / Зимин А.Г.; заявитель и патентообладатель ООО “Независимый центр экологии человека “ЭКСИ”. - №2001101131/62; заявл. 16.01.01; опубл. 20.03.02.

70. Пат. 2221196 Российская Федерация, МПК F22B27/08. Быстродействующий парогенератор / Крашакова Н.А.; заявитель и патентообладатель ООО “Независимый центр экологии человека “ЭКСИ”. - №2002108699/06; заявл. 08.04.02; опубл. 10.01.04

71. Пат. 1361428A1 СССР, МПК F23D14/20. Горелка / Талыбджанов З.С.; заявитель и патентообладатель Среднеазиатский филиал Всесоюзного науч.-исслед. ин-та. Использования газа в народном хозяйстве и подземного хранения нефти, нефтепродуктов и сжиженных газов- №4091867/24-06; заявл. 23.07.86; опубл. 23.12.87. Бюл. №47

72. Пат. 1573303 СССР, МПК F23D14/00. Факельная горелка / Капитонов Р.В.; заявитель и патентообладатель Государственный науч.-исслед. и проектно-констр. ин-т “ЮжНИИГипрогаз”. - №4488633/24-06; заявл. 24.06.88; опубл. 23.06.90. Бюл. №23

73. Стрижевский И.И. Факельные установки / И.И. Стрижевский, А.И. Эльнатов. – М.: Химия, 1979. – 184 с.

74. Охрана окружающей среды в нефтеперерабатывающей промышленности / [Шицкова А.П., Новиков Ю.В., Гурвич Л.С., Климкина Н.В.]. – М.: Химия, 1980. – 176 с.
75. Powel D.J. Hydrocarbon Processes /D.J. Powel., R.E. Schwarz // Oil and Gas. – 1972. – No. 25. P. 62-63.
76. Равич М.Б. Газ и эффективность его использования в народном хозяйстве /Равич М.Б. – М.: Недра, 1987. – 238 с.
77. Гончаров И.В. Варианты утилизации нефтяного газа /И.В. Гончаров, Н.В. Новикова, С.С. Делгер // Нефтяное хозяйство. – 2004. - №6. – С. 87-89.
78. Булкатов А.Н. Перспективные технологии переработки попутного нефтяного газа /А.Н. Булкатов //Нефтепереработка и нефтехимия. – 2007. - №8. – С. 40 - 45.
79. Тарасов М.Ю. Подготовка нефтяного газа для питания газопоршневых электростанций / М.Ю. Тарасов, С.С. Иванов // Нефтяное хозяйство. – 2009. - №2. – С. 46-48.
80. Рошак Й.І., Городівський О.В. Аналіз роботи промислових насосно-ежекторних установок по утилізації вуглеводневих газів // Нафт. і газова пром. – 1996. - №4. – С. 55-56.
81. Энергозаощадження у нафтогазовій промисловості: матеріали міжнародної науково-практичної конференції. (Івано-Франківськ, 4-6 трав. 1999 р.) ІФДТУНГ. – Івано-Франківськ, 1999. - С. 54 – 57.
82. Підвищення ефективності утилізації некондиційних газів підприємств нафтогазового комплексу України: матеріали Всеукраїнської науково-практичної конференції молодих учених і студентів [“Безпека об’єктів нафтогазового комплексу”](Івано-Франківськ, 2011 р.) / ІФНТУНГ. - Івано-Франківськ: ІФНТУНГ, 2011. – С. 37-43.
83. Повышение эффективности работы факельных установок / Г.В. Тараканов, Ю.П. Васько, В.М. Бердников [и др.] // Газовая промышленность. – 1996. - №2. – С. 43-44.
84. Донец К.Г. Гидроприводные струйные компрессорные установки. – М.: Недра, 1990. – 174 с.

85. Дослідження викиду оксидів азоту при згоранні хвостових газів в двигунах газомоткомпресорів / О.М. Бортняк, М.П. Школьний, В.С. Павленко [та ін.] // Розвідка та розробка нафтових і газових родовищ. – 2009.- №1(30). – С. 69-73.

86. Хинце И.О. Турбулентность, ее механизм и теория / Хинце И.О. – М. : Физматизд, 1963. – 680 с.

87. Дослідження турбулентної дифузії димових газів в потоці повітряного середовища / О.М. Бортняк, М.П. Школьний, Д.Ю. Журавльов [та ін.] // Розвідка та розробка нафтових і газових родовищ. – 2010.- №3(36). – С. 62-67.

88. Шенк Х. Теорія інженерного експеримента / Х. Шенк. - М.: Мир, 1972. – 384 с.

89. Грабченко А.І. Методи наукових досліджень / Грабченко А.І., Федорович В.О., Гаращенко Я.М. – Х.: НТУ ХП, 2009. – 142 с.

90. Арамович И.Г. Уравнения математической физики / И.Г. Арамович, В.И. Левин. –М.: Наука, 1969. – 288 с.

91. Блинова И.В. Простейшие уравнения математической физики / И.В. Блинова, И.Ю. Попов. – Санкт-Петербург: СПбГУИТМО, 2009. – 60 с.

92. Prater E. A new air dispersion modeling system is helping create more accurate industrial source models / E. Prater, C. Midgley // Environmental Protection. - Vol. 17, No. 3.

93. Beychok M.R. (2005). Fundamentals Of Stack Gas Dispercion / Beychok M.R. – California: The Author, 2005. – 193 p.

94. Pal A.S. Air Pollution Meteorology and Dispersion / Pal A.S. - Oxford University Press, 1998. – 234 p.

95. Rod B. Atmospheric Dispersion Modelling / Rod B. - Earthscan Publications, 2001. – 258 p.

96. Environmental Protection Agency. [Електронний ресурс] // User's Guide for the Industrial Source Complex (ISC3) Dispersion Models]. – 1995. - Vo. 1, 2. – Режим доступу: epa.gov/scram001/userg/regmod

97. Noel De Nevers. Air pollution control engineering / Noel De Nevers. - McGraw-Hill, 2000 - 586 p.

98. Heinsohn R. J. Sources and control of air pollution / R. Heinsohn, R. Kabel. – Pennsylvania.: Prentice Hall, 1999. – 696 p.

99. Flagan R. C. Fundamentals of Air Pollution Engineering / R. Flagan, J. Seinfeld. - New Jersey.: Prentice Hall, Englewood Cliffs, 2008 - 562 p.
100. Методика оценки последствий химических аварий. Методика “ТОКСИ”. - М.: НТЦ “Промышленная безопасность”, 1993. - 19 с.
101. Бабаков Н.С. Анализ математических моделей от точечных источников / Н.С. Бабаков, Т.Ю. Ткаченко // Наукові праці ДонНТУ. – 2011. - № 13(185). – С. 147 - 155.
102. Константинов Ю.М. Технічна механіка рідин і газів / Ю.М. Константинов, О.О. Гіжа. – К.: Вища школа, 2002. – 277 с.
103. Рабинович Е.З. Гидравлика / Рабинович Е.З. – М.: Недра, 1974. – 296 с.
104. Штеренлихт Д.В. Гидравлика / Штеренлихт Д.В. – М. : Энергоатомиздат, 1984. – 640 с.
105. Лойцянский Л.Г. Механика жидкости и газа / Лойцянский Л.Г. - М.: Наука, 1987. – 906 с.
106. Гухман А.А. Введение в теорию подобия / Гухман А.А. – М.: Высшая школа, 1973. – 296 с.
107. Михеев В.П. Сжигание природного газа / В.П. Михеев, Ю.П. Медников. – Л.: Недра, 1975. – 391 с.
108. Лайхтман Д.Л. Физика пограничного слоя атмосферы / Лайхтман Д.Л. – Л.: Гидрометеиздат, 1970. – 180 с.
109. Андреев П.И. Рассеяние в воздухе газов, выбрасываемых промышленными предприятиями / Андреев П.И. – М.: Изд-во по строительству и архитектуре, 1952. – 128 с.
110. Абрамович Г.Н. Теория турбулентных струй / Абрамович Г.Н. – М.: Физматгиз, 1960. – 715 с.
111. Вернигор П.И. Техника безопасности в газовом хозяйстве металлургических заводов / Вернигор П.И. – М.: Металлургия, 1975. – 248 с.
112. Рождественский В.П. Газоаналитический контроль в городском хозяйстве / В.П. Рождественский, Л.А. Мишина. – М.: Стройиздат, 1979. – 145 с.

113. Шестопапов А. В. Повышение точности контроля концентрации выбросов в атмосфере города стационарными источниками: автореф. дис. на соискание уч. степени канд. техн. наук: 05.11.13 “Приборы и методы контроля природной среды, веществ, материалов и изделий” / А.В. Шестопапов. – Омск, 2007. – 20 с.

114. Побудова математичної моделі просторово-часового поля розсіювання в атмосфері димових газів факельних установок: матеріали Міжнародної науково-технічної конференції [“Нафтогазова енергетика”](Івано-Франківськ, 10-14 жовт. 2011 р.) / ІФНТУНГ. - Івано-Франківськ: ІФНТУНГ, 2011. – С. 37-43.

115. Бортняк О.М. Аналітичні дослідження розповсюдження в атмосферному повітрі шкідливих речовин, що містяться у викидах стаціонарних джерел промислових підприємств нафтогазового комплексу / О.М. Бортняк, М.П. Школьников, М.М. Осипчук // Нафтогазова енергетика. – 2013. - № 1(19). – С. 15-25.

116. Портенко Н.И. Марковские процессы /Н.И. Портенко, А.В. Скороход, В.М. Шуренков // Итоги науки и техники. Современ. пробл. матем. Фундам. направл. – ВИНТИ, 1989. - №46-2. – С. 5-248

117. Федоров Н.А. Техника и эффективность использования газов / Федоров Н.А. – М.: Недра, 1983. – 311 с.

118. Соколов Е.Я. Струйные аппараты / Е.Я Соколов, Н.М. Зингер. – М.: Энергоатомиздат, 1989. – 352 с.

119. Васильев Ю.Н. Повышение эффективности эксплуатации компрессорных станций / Васильев Ю.Н. – М.:Недра, 1981. – 240 с.

120. Лавров Н.В. Некоторые особенности высокотемпературного горения газа / Н.В. Лавров, Н.А. Федоров // Газовая промышленность. – 1973. - №8. – С. 35-38.

121. Будзляк Б.В. Резервы энергосбережения и охраны окружающей среды / Б.В. Будзляк, Ю.Н. Васильев, К.Ю. Чириков // Газовая промышленность. – 1996. - №5. – С. 69-71.

122. Газаров Р.А. Снижение выбросов оксидов азота в выхлопных газах газотурбинных КС / Р.А. Газаров, В.А. Широков., В.А. Дятлов // Газовая промышленность. – 1993. - №4. – С. 65-67.

123. Друскин Л.И. Эффективное использование природного газа в промышленных установках / Друскин Л.И. – М. : Энергоатомиздат, 1992. – 158 с.
124. Сокольский Д.В. Каталитическая очистка выхлопных газов / Д.В. Сокольский, Н.М. Попова. – Алма-Ата, 1970. – 189 с.
125. Чепель В.М. Сжигание газов в топках котлов и печей и обслуживание газового хозяйства предприятий / Чепель В.М., Шур И.А. – Л.: Недра, 1980. – 591 с.
126. Льюис Б., Эльбе Г. Горение, пламя и взрывы в газах / Б. Льюис, Г.Эльбе – М.: Мир, 1968. – 592 с.
127. Стаскевич Н.Л. Справочник по газоснабжению и использованию газа / Стаскевич Н.Л., Северинец Г.Н., Вигдорчик Д.Я. – Л.: Недра, 1990. – 761 с.
128. Временная методика определения экономической эффективности природоохранных мероприятий в нефтяной промышленности / [Рыженков И.И., Деркевич С.М., Калягина-Каледина А.Д и др.]; под. ред.. С.М. Рохлина. – М.: ВНИИОЭНГ, 1986. – 52 с.
129. Балацкий О.Ф. Экономика чистого воздуха / Балацкий О.Ф. – К.: Наук. думка, 1979. – 296 с.
130. Арбузов В.В. Экономика природопользования и природоохраны / Арбузов В.В., Грузин Д.П., Симакин В.И. - Пенза: Пензенский государственный университет, 2004. - 251 с.
131. Данилов – Данильян В.И. Временная методика определения предотвращенного экологического ущерба. – М.: Госкомэкология РФ, 1999. – 41 с.

ДОДАТОК А

Результати експериментальних та теоретичних
досліджень поздовжньої турбулентної дифузії димових газів
у потоці повітряного середовища

Таблиця А.1 - Результати експериментальних досліджень турбулентного змішування димових газів в потоці атмосферного повітря (дослід №1)

Температура, °C	Позахвнювкова швидкість потоку w, м/с	Тиск повітря (надл.), P1n, Па	Тиск повітря (надл.), P2n, Па	Температура повітря, °C	Температура повітря, К	Температура газу, °C	Тиск газу (надл.), P1r, Па	Тиск газу (надл.), P2r, Па	Динамічний тиск повітря, Pдп, Па	Динамічний тиск газу, Pдг, Па	Густина повітря, рп, кг/м³	Густина газу, рг, кг/м³	Час інжекції, тін, с	Фактична швидкість повітря, wп, м/с	Фактична швидкість газу, wг, м/с	Коефіцієнт підв'язного опору повітря, λп	Коефіцієнт підв'язного опору газу, λг	Число Рейнольдса повітря, Reп	Число Рейнольдса газу, Reг	Витрата повітря, Qп, м³/с	Витрата газу, Qг, м³/с	Коефіцієнт дифузії, к, м²/с за Тейлором
23	1	2,9	1,2	23,0	296,0	25,5	3,0	1,3	0,9	0,9	1,19	1,14	1,15	1,2	1,3	0,016	0,017	27876	30690	0,093	0,097	0,092
	3	20,4	8,6	23,0	296,0	25,5	20,5	8,5	6,0	6,1	1,19	1,14	1,15	3,2	3,3	0,016	0,016	74336	79793	0,249	0,253	0,241
	5	57,7	24,5	23,5	296,5	25,0	55,4	23,0	17,4	16,3	1,19	1,14	1,20	5,4	5,4	0,016	0,016	125442	131352	0,421	0,417	0,400
	7	109,2	46,7	24,0	297,0	25,0	109,0	45,3	33,1	32,1	1,19	1,14	1,10	7,5	7,5	0,015	0,016	173296	184139	0,581	0,584	0,555
	9	177,0	76,2	24,0	297,0	24,5	180,6	75,8	54,0	53,7	1,19	1,14	1,25	9,5	9,7	0,015	0,016	221383	238153	0,742	0,756	0,708
	11	256,7	111,0	24,0	297,0	24,0	255,3	108,4	78,7	76,8	1,19	1,14	1,20	11,5	11,6	0,015	0,016	267146	284310	0,896	0,902	0,844
	13	358,7	155,7	24,5	297,5	23,5	359,4	153,1	110,5	108,6	1,19	1,15	1,15	13,6	13,8	0,015	0,015	316626	337833	1,062	1,072	0,998
	15	463,0	201,0	25,0	298,0	23,5	455,7	194,9	142,6	138,1	1,19	1,15	1,30	15,5	15,5	0,015	0,015	359834	380799	1,207	1,208	1,128

Таблиця А.2 - Результати експериментальних досліджень турбулентного змішування димових газів в потоці атмосферного повітря (дослід №2)

Температура, °C	Розрахункова швидкість потоку w, м/с	Тиск повітря (надл.), P1п, Па	Тиск повітря (надл.), P2п, Па	Температура повітря, К	Температура газу, °C	Тиск газу (надл.), P1г, Па	Тиск газу (надл.), P2г, Па	Динамічний тиск повітря, Pдп, Па	Динамічний тиск газу, Pдг, Па	Густина повітря, ρп, кг/м³	Густина газу, ρг, кг/м³	Час інекції, tін, с	Фактична швидкість повітря, wп, м/с	Фактична швидкість газу, wг, м/с	Коефіцієнт підравляючого опору повітря, λп	Коефіцієнт підравляючого опору газу, λг	Число Рейнольдса повітря, Reп	Число Рейнольдса газу, Reг	Витрата повітря, Qп, м³/с	Витрата газу, Qг, м³/с	Коефіцієнт дифузії, k, м²/с за Тейлором
1	1	2,9	1,2	294,0	25,0	3,0	1,2	0,9	0,9	1,20	1,14	1,15	1,2	1,2	0,016	0,017	28108	30444	0,094	0,097	0,092
3	3	20,5	8,7	294,0	25,0	20,3	8,4	6,2	6,2	1,20	1,14	1,15	3,2	3,2	0,016	0,016	74569	79302	0,250	0,252	0,240
5	5	57,2	24,6	294,5	25,5	55,9	23,1	17,5	17,5	1,20	1,14	1,20	5,4	5,4	0,015	0,016	125442	131843	0,421	0,418	0,399
7	7	110,1	47,1	294,5	25,0	108,2	45,1	33,4	33,4	1,20	1,14	1,10	7,5	7,5	0,015	0,016	173296	183893	0,581	0,583	0,554
9	9	179,5	77,0	295,0	25,0	179,8	75,5	54,6	54,6	1,20	1,14	1,25	9,6	9,7	0,015	0,016	221847	237907	0,744	0,755	0,709
11	11	258,4	112,1	295,0	25,0	253,7	107,7	79,5	79,5	1,20	1,14	1,20	11,5	11,6	0,015	0,016	267611	284065	0,897	0,901	0,843
13	13	358,9	157,5	295,0	25,5	357,6	152,4	111,8	111,8	1,20	1,14	1,15	13,7	13,8	0,015	0,015	317091	338079	1,063	1,073	0,994
15	15	464,1	202,1	295,5	25,5	447,8	193,0	143,4	143,4	1,20	1,14	1,30	15,5	15,5	0,015	0,015	359369	380308	1,205	1,207	1,121

Таблиця А.3 - Результати експериментальних досліджень турбулентного змішування димових газів в потоці атмосферного повітря (додаток №3)

Температура, °C	Тиск повітря (надп.), P1п, Па	Тиск повітря (надп.), P2п, Па	Температура повітря, °C	Температура повітря, К	Температура газу, °C	Тиск газу (надп.), P1г, Па	Тиск газу (надп.), P2г, Па	Динамічний тиск повітря, Pдп, Па	Динамічний тиск газу, Pдг, Па	Густина повітря, ρп, кг/м³	Густина газу, ρг, кг/м³	Час інекції, tін, с	Фактична швидкість повітря, wп, м/с	Фактична швидкість газу, wг, м/с	Коефіцієнт підв'язного опору повітря, λп	Коефіцієнт підв'язного опору газу, λг	Число Рейнольдса повітря, Reп	Число Рейнольдса газу, Reг	Витрата повітря, Qп, м³/с	Витрата газу, Qг, м³/с	Коефіцієнт дифузії, к, м²/с за	Температура
1	2,9	1,2	20,0	293,0	24,0	3,1	1,3	0,9	0,9	1,20	1,14	1,15	1,2	1,3	0,016	0,017	27876	30690	0,093	0,097	0,092	
3	20,5	8,7	20,0	293,0	24,0	20,7	8,5	6,2	6,0	1,20	1,14	1,15	3,2	3,3	0,016	0,016	74336	79793	0,249	0,253	0,241	
5	59,0	24,8	20,0	293,0	24,0	55,8	23,1	17,6	16,4	1,21	1,14	1,20	5,4	5,4	0,016	0,016	125442	131352	0,421	0,417	0,403	
7	110,1	47,3	20,5	293,5	24,0	109,0	45,4	33,5	32,3	1,20	1,14	1,10	7,5	7,5	0,015	0,016	173296	184384	0,581	0,585	0,554	
9	179,1	77,2	20,5	293,5	24,5	180,6	75,8	54,7	53,7	1,20	1,14	1,25	9,5	9,7	0,015	0,016	221383	238153	0,742	0,756	0,708	
11	259,8	112,3	20,5	293,5	24,5	254,8	108,2	79,7	76,8	1,20	1,14	1,20	11,5	11,6	0,015	0,016	267146	284556	0,896	0,903	0,844	
13	364,3	157,6	21,0	294,0	24,5	359,5	152,6	111,8	108,3	1,20	1,14	1,15	13,6	13,8	0,015	0,016	316626	337833	1,062	1,072	1,001	
15	467,5	203,7	21,0	294,0	24,5	454,1	194,2	144,5	137,7	1,20	1,14	1,30	15,5	15,5	0,015	0,015	359834	380799	1,207	1,208	1,126	

Таблиця А.4 - Результати експериментальних досліджень турбулентного змішування димових газів в потоці атмосферного повітря (дослід №4)

№	Температура повітря, °С	Температура повітря, К	Температура газу, °С	Тиск газу (надл.), Р1г, Па	Тиск газу (надл.), Р2г, Па	Динамічний тиск повітря, Рдп, Па	Динамічний тиск газу, Рдг, Па	Густина повітря, ρп, кг/м³	Густина газу, ρг, кг/м³	Час інжекції, тін, с	Фактична швидкість повітря, wп, м/с	Фактична швидкість газу, wг, м/с	Коефіцієнт тідравлічного опору повітря, λп	Коефіцієнт тідравлічного опору газу, λг	Число Рейнольдса повітря, Reп	Число Рейнольдса газу, Reг	Витрата повітря, Qп, м³/с	Витрата газу, Qг, м³/с	Коефіцієнт дифузії, к, м²/с за Тейлором
1	20,5	293,5	25,0	2,8	1,2	0,9	0,8	1,20	1,14	1,15	1,2	1,2	0,016	0,017	27876	29462	0,093	0,093	0,091
3	20,5	293,5	25,0	21,4	8,7	6,2	6,2	1,20	1,14	1,15	3,2	3,3	0,016	0,017	74336	81021	0,249	0,257	0,244
5	20,5	293,5	25,0	54,9	22,6	16,9	16,0	1,20	1,14	1,20	5,3	5,3	0,016	0,017	123119	130125	0,413	0,413	0,398
7	21,0	294,0	25,0	106,3	44,0	33,8	31,2	1,20	1,14	1,10	7,5	7,4	0,015	0,016	174226	181684	0,584	0,576	0,554
9	21,0	294,0	25,5	164,7	69,4	52,0	49,2	1,20	1,14	1,25	9,3	9,3	0,015	0,016	216040	228332	0,724	0,724	0,685
11	21,0	294,0	25,5	245,0	104,4	79,5	74,0	1,20	1,14	1,20	11,5	11,4	0,015	0,016	267157	279891	0,896	0,888	0,837
13	21,0	294,0	25,5	343,8	146,5	111,3	103,9	1,20	1,14	1,15	13,6	13,5	0,015	0,016	315929	331450	1,059	1,052	0,991
15	21,5	294,5	25,5	444,3	190,7	144,5	135,3	1,20	1,14	1,30	15,5	15,4	0,015	0,015	360066	378098	1,207	1,200	1,122

Таблиця А.5 - Результати експериментальних досліджень турбулентного змішування димових газів в потіці атмосферного повітря (додаток №5)

Температура, °C	Розрахункова швидкість потоку w, м/с	Тиск повітря (надп.), P1п, Па	Тиск повітря (надп.), P2п, Па	Температура повітря, °C	Температура газу, °C	Тиск газу (надп.), P1г, Па	Тиск газу (надп.), P2г, Па	Коефіцієнт тиску повітря, Рдп, Па	Динамічний тиск газу, Рдг, Па	Листина повітря, рп, кг/м³	Листина газу, рг, кг/м³	Час інжекції, тін, с	Фактична швидкість повітря, wп, м/с	Фактична швидкість газу, wг, м/с	Коефіцієнт гідравлічного опору повітря, λп	Коефіцієнт гідравлічного опору газу, λг	Число Рейнольдса повітря, Reп	Число Рейнольдса газу, Reг	Витрата повітря, Qп, м³/с	Витрата газу, Qг, м³/с	Коефіцієнт дифузії, к, м²/с за Тейлором
4	2,9	1,2	22,0	295,0	26,0	3,4	1,4	0,9	1,0	1,20	1,14	1,15	1,2	1,3	0,016	0,017	27876	31917	0,093	0,101	0,095
3	20,6	8,6	22,0	295,0	26,0	22,8	9,3	6,1	6,6	1,20	1,14	1,15	3,2	3,4	0,016	0,017	74336	83476	0,249	0,265	0,249
5	56,3	23,7	22,0	295,0	26,0	57,2	23,3	16,8	16,6	1,20	1,14	1,20	5,3	5,4	0,016	0,017	123119	132580	0,413	0,421	0,403
7	105,8	44,9	22,5	295,5	26,0	106,7	43,9	31,9	31,1	1,20	1,14	1,10	7,3	7,4	0,016	0,016	169580	181684	0,569	0,576	0,550
9	174,9	74,5	22,5	295,5	26,5	170,2	70,7	52,8	50,1	1,20	1,13	1,25	9,4	9,4	0,015	0,016	218363	230787	0,732	0,732	0,699
11	251,5	107,5	23,0	296,0	26,5	249,6	104,0	76,3	73,8	1,19	1,14	1,20	11,3	11,4	0,015	0,016	262500	279891	0,880	0,888	0,841
13	357,9	153,6	23,0	296,0	26,5	352,8	148,1	108,9	105,1	1,20	1,14	1,15	13,5	13,6	0,015	0,016	313606	333905	1,052	1,059	0,999
15	474,7	205,3	23,0	296,0	27,0	452,9	192,2	145,6	136,3	1,20	1,14	1,30	15,6	15,5	0,015	0,016	362389	380553	1,215	1,207	1,137

Таблиця А.6 - Результати експериментальних досліджень турбулентного змішування димових газів в потоці атмосферного повітря (дослід №6)

Температура, °C	Розрахункова швидкість потоку w, м/с	Тиск повітря (надл.), P1п, Па	Тиск повітря (надл.), P2п, Па	Температура повітря, °C	Температура повітря, К	Температура газу, °C	Тиск газу (надл.), P1г, Па	Тиск газу (надл.), P2г, Па	Динамічний тиск повітря, Рдп, Па	Динамічний тиск газу, Рдг, Па	Густина повітря, ρп, кг/м³	Густина газу, ρг, кг/м³	Час інжекції, tін, с	Фактична швидкість повітря, wп, м/с	Фактична швидкість газу, wг, м/с	Коефіцієнт гідравлічного опору повітря, λп	Коефіцієнт гідравлічного опору газу, λг	Число Рейнольдса повітря, Reп	Число Рейнольдса газу, Reг	Витрата повітря, Qп, м³/с	Витрата газу, Qг, м³/с	Коефіцієнт дифузії, k, м²/с за Тензором
22	1	3,4	1,4	22,0	295,0	26,5	3,3	1,4	1,0	1,07	1,20	1,13	1,15	1,3	1,3	0,016	0,017	30199	31917	0,101	0,101	0,098
	3	21,7	9,2	22,5	295,5	26,5	22,6	9,2	6,5	6,67	1,19	1,13	1,15	3,3	3,4	0,016	0,017	76659	83476	0,257	0,265	0,251
	5	55,5	23,7	22,5	295,5	26,5	54,3	22,5	16,8	15,9	1,20	1,13	1,20	5,3	5,3	0,016	0,016	123119	130125	0,413	0,413	0,394
	7	104,6	44,9	22,5	295,5	26,5	102,6	42,6	31,9	30,2	1,20	1,13	1,10	7,3	7,3	0,015	0,016	169580	179228	0,569	0,569	0,541
	9	172,0	74,4	23,0	296,0	27,0	164,5	69,1	52,8	49,0	1,19	1,13	1,25	9,4	9,3	0,015	0,016	218363	228332	0,732	0,724	0,687
	11	256,6	111,4	23,0	296,0	27,0	245,5	103,8	79,0	73,6	1,19	1,13	1,20	11,5	11,4	0,015	0,016	267146	279891	0,896	0,888	0,837
	13	361,8	155,9	23,0	296,0	27,0	347,1	147,9	110,6	104,9	1,20	1,13	1,15	13,6	13,6	0,015	0,016	315929	333905	1,059	1,059	0,995
15	470,3	204,9	23,5	296,5	27,5	454,6	194,4	145,3	137,9	1,19	1,13	1,30	15,6	15,6	0,015	0,015	362389	383009	1,215	1,215	1,133	

Таблиця А.7 - Результати експериментальних досліджень турбулентного змішування димових газів в потоці атмосферного повітря (додаток №7)

Температура, °C	Розрахункова швидкість потоку w, м/с	Тиск повітря (надп.), P1п, Па	Тиск повітря (надп.), P2п, Па	Температура повітря, °C	Температура газу, °C	Тиск газу (надп.), P1г, Па	Тиск газу (надп.), P2г, Па	Динамічний тиск повітря, Pдп, Па	Динамічний тиск газу, Pдг, Па	Густина повітря, ρп, кг/м³	Густина газу, ρг, кг/м³	Час інжекції, тін, с	Фактична швидкість повітря, wп, м/с	Фактична швидкість газу, wг, м/с	Коефіцієнт підв'язного опору повітря, Аі	Коефіцієнт підв'язного опору газу, Аг	Число Рейнольдса повітря, Reп	Число Рейнольдса газу, Reг	Витрата повітря, Qп, м³/с	Витрата газу, Qг, м³/с	Коефіцієнт дифузії, k, м²/с за Тейлором
20,0	1	4,0	1,7	20,0	25,5	3,4	1,4	1,2	1,0	1,20	1,14	1,15	1,4	1,3	0,016	0,017	32522	31917	0,109	0,101	0,102
20,0	3	22,0	9,3	20,0	25,5	22,9	9,3	6,6	6,6	1,20	1,14	1,15	3,3	3,4	0,016	0,017	76659	83476	0,257	0,265	0,253
20,5	5	57,8	24,7	20,5	25,5	55,2	22,5	17,5	16,0	1,20	1,14	1,20	5,4	5,3	0,015	0,017	125442	130125	0,421	0,413	0,400
20,5	7	108,2	46,5	20,5	26,0	103,5	42,7	33,0	30,3	1,20	1,14	1,10	7,4	7,3	0,015	0,016	171903	179228	0,576	0,569	0,546
20,5	9	172,8	75,0	20,5	26,0	169,9	70,8	53,2	50,2	1,20	1,14	1,25	9,4	9,4	0,015	0,016	218363	230787	0,732	0,732	0,692
20,5	11	260,7	112,3	20,5	26,5	251,2	105,8	79,7	75,1	1,20	1,14	1,20	11,5	11,5	0,015	0,016	267146	282346	0,896	0,896	0,845
21,0	13	357,6	154,7	21,0	26,5	350,3	148,1	109,7	105,1	1,20	1,14	1,15	13,5	13,6	0,015	0,016	313606	333905	1,052	1,059	0,993
21,0	15	466,5	204,0	21,0	26,5	452,0	192,6	144,7	136,6	1,20	1,14	1,30	15,5	15,5	0,015	0,016	360066	380553	1,207	1,207	1,126

Таблиця А.8 - Результати розрахунку коефіцієнта поздовжньої турбулентної дифузії димових газів в погоці атмосферного повітря

Івидкість потоку, м/с	Концентрація оксидів азоту у пробі, долі од.						Значення коефіцієнта дифузії, встановлена за формулою Тейлора, м ² /с	Експериментальне значення коефіцієнта дифузії, м ² /с	Експериментальне значення коефіцієнта ξ	Відношення експериментального значення ξ до значення у формулі Тейлора
	C ₁	C ₂	C ₃	C ₄	C ₅	C ₆				
11,2	0,0004	0,0035	0,0219	0,014	0,003	0,0007	0,092	0,205	23,2	2,19
23,2	0,0001	0,0065	0,0223	0,0153	0,0028	0,0002	0,241	0,517	22,7	2,14
25,4	0,0004	0,003	0,0225	0,0116	0,0008	0,0001	0,400	0,818	21,7	2,04
27,5	0,00002	0,003	0,0225	0,0148	0,0016	0,0002	0,555	1,107	11,7	1,11
29,6	0,0005	0,005	0,024	0,015	0,0008	0,0004	0,708	1,339	20,0	1,89
41,5	0,0001	0,0065	0,0245	0,0114	0,0023	0,0002	0,844	1,580	19,8	1,87
43,7	0,00003	0,0045	0,022	0,0125	0,0012	0,00005	0,998	1,853	19,7	1,86
45,5	0,0005	0,00365	0,026	0,015	0,002085	0,0007	1,128	1,958	18,4	1,74

ДОДАТОК Б

Результати експериментальних та теоретичних
досліджень турбулентного змішування димових газів в
атмосферному повітрі

Таблиця Б.1 - Результати розрахунку коефіцієнта поздовжньої турбулентної дифузії димових газів в потоці атмосферного повітря

Розрахункова швидкість повітря натурного зразка, м/с	Концентрація оксидів азоту у пробі, долі од.					Експериментальне значення коефіцієнта дифузії для моделі, м ² /с·10 ⁴	Експериментальне значення коефіцієнта дифузії для моделі, м ² /с
	C ₁	C ₂	C ₃	C ₄	C ₅		
1,0	0,0001	0,7420	0,1493	0,0134	0,0000	2,040	0,205
3,0	0,0000	0,0003	0,6740	0,5160	0,0754	5,200	0,510
5,0	0,0112	0,6426	0,2165	0,0467	0,0014	8,200	0,821
7,0	0,0000	0,0044	0,6199	0,0147	0,0001	1,120	0,113
9,0	0,0164	0,6011	0,3432	0,0007	0,0002	1,340	0,133
11,0	0,0000	0,5899	0,0767	0,0004	0,0015	1,580	0,159
13,0	0,0113	0,5588	0,5760	0,0217	0,0000	1,840	0,185
15,0	0,0000	0,1028	0,5615	0,5458	0,1100	1,960	0,196

Таблиця Б.2 - Результати розрахунку коефіцієнта поперечної гурбулентної дифузії димових газів в потіці атмосферного повітря

Розрахункова швидкість повітря натруного зрака, м/с	Концентрація оксидів азоту у пробі, долі од.					Експериментальне значення коефіцієнта дифузії для моделі, м ² /с	Експериментальне значення коефіцієнта дифузії для моделі, м ² /с·10 ⁴	Експериментальне значення коефіцієнта дифузії для моделі, м ² /с
	C ₁	C ₂	C ₃	C ₄	C ₅			
1,0	0,0020	0,5436	0,7412	0,5234	0,1350	1,455	0,144	
3,0	0,0019	0,4592	0,6812	0,6204	0,1020	3,495	0,357	
5,0	0,0005	0,4325	0,6415	0,5943	0,0982	5,822	0,575	
7,0	0,0002	0,3998	0,6291	0,5846	0,0975	0,792	0,079	
9,0	0,0020	0,4002	0,6109	0,5642	0,1005	0,915	0,093	
11,0	0,0019	0,3869	0,5899	0,5589	0,0969	1,109	0,111	
13,0	0,0018	0,3945	0,5831	0,5274	0,0865	1,299	0,130	
15,0	0,0017	0,3881	0,5702	0,5196	0,0754	1,392	0,137	

Таблиця Б.3 - Результати розрахунку коефіцієнта вертикальної турбулентної дифузії димових газів в потоці атмосферного повітря

Розрахункова швидкість повітря натруного зразка, м/с	Концентрація оксидів азоту у пробі, долі од.					Експериментальне значення коефіцієнта дифузії для моделі, м ² /с·10 ⁴	Експериментальне значення коефіцієнта дифузії для моделі, м ² /с
	C ₁	C ₂	C ₃	C ₄	C ₅		
1,0	0,7400	0,7410	0,7420	0,7050	0,4390	2,244	0,226
3,0	0,6708	0,6751	0,6790	0,6204	0,3993	5,720	0,561
5,0	0,6390	0,6421	0,6435	0,5943	0,3901	9,020	0,903
7,0	0,6159	0,6213	0,6235	0,5846	0,3821	1,232	0,124
9,0	0,6015	0,6029	0,6032	0,5642	0,3799	1,474	0,147
11,0	0,5884	0,5893	0,5902	0,5589	0,3254	1,738	0,175
13,0	0,5795	0,5812	0,5851	0,5274	0,3001	2,024	0,204
15,0	0,5596	0,5612	0,5622	0,5196	0,2952	2,156	0,216

ДОДАТОК В

Результати натурних спостережень та розрахунку
забруднення атмосферного повітря викидами ремонтно-випробувального
комплексу ПАТ “Укрспецтрансгаз”

Таблиця В.1 - Параметри джерела викиду

Параметри	Значення
Найменування	Факельна установка
Етап технологічного процесу	Спалювання вуглеводневих сумішей
Висота, м	20
Діаметр, м	0,26

Таблиця В.2 – Результати натурних спостережень та розрахунку за програмою

Віддаль від джерела, м	Концентрація у пробі, мг/м ³	Розрахункова концентрація, мг/м ³	Розбіжність результатів, %
Сажа			
50	0	0	0
150	0,45	0,392	12,8
200	1,29	1,177	8,7
223	-	3,264	-
250	1,32	1,177	10,8
300	1,50	1,571	4,7
350	0,91	0,785	13,7
400	0,01	0,011	10,0
Оксиди азоту			
150	0	0	0
250	0,01	0,009	10,0
350	0,04	0,041	2,5
440	-	0,1183	-
450	0,09	0,083	7,8
550	0,02	0,021	5,0
650	0,01	0,009	10,0
850	0,07	0,062	11,4

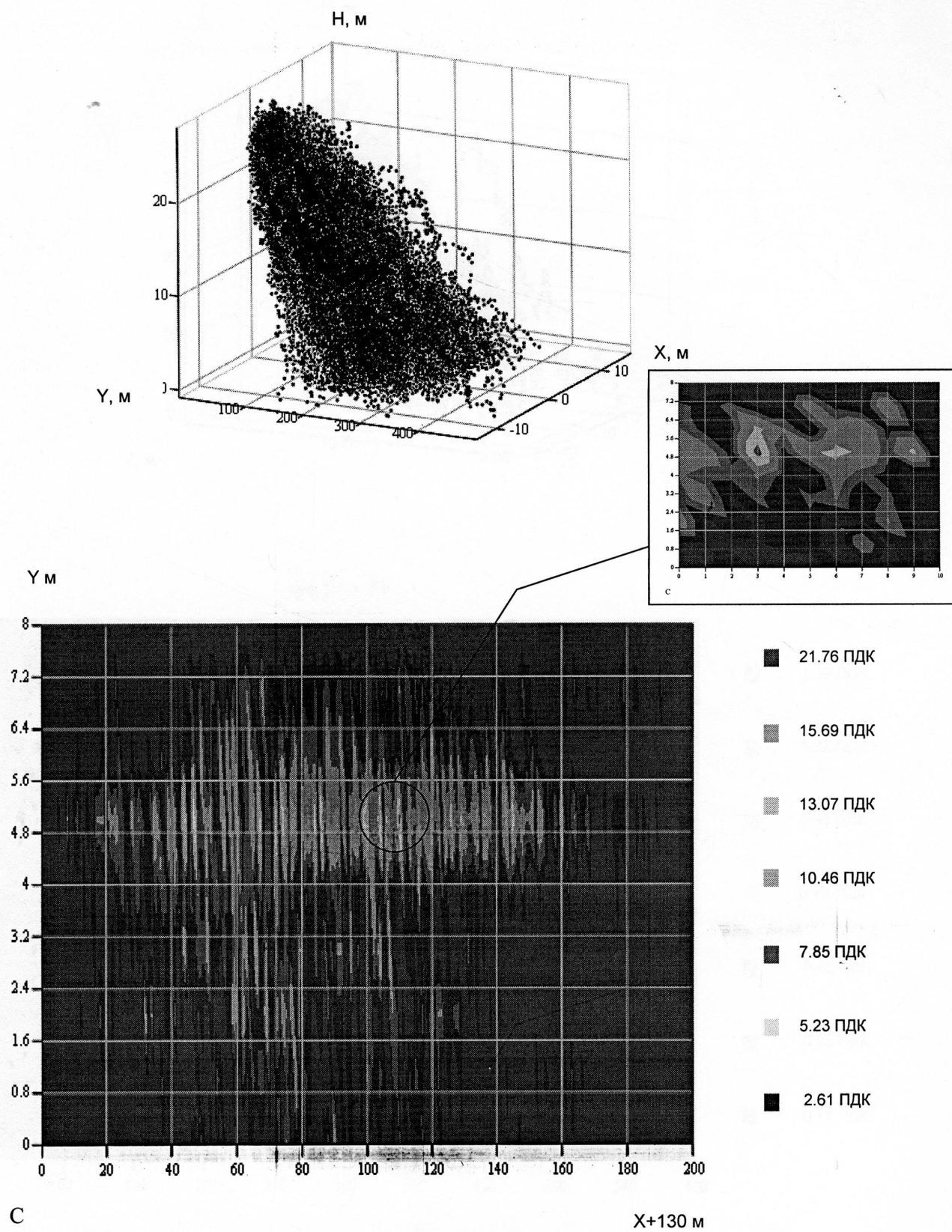


Рисунок В.1 – Результати розрахунку розсіювання сажі
за програмним модулем розробленої моделі

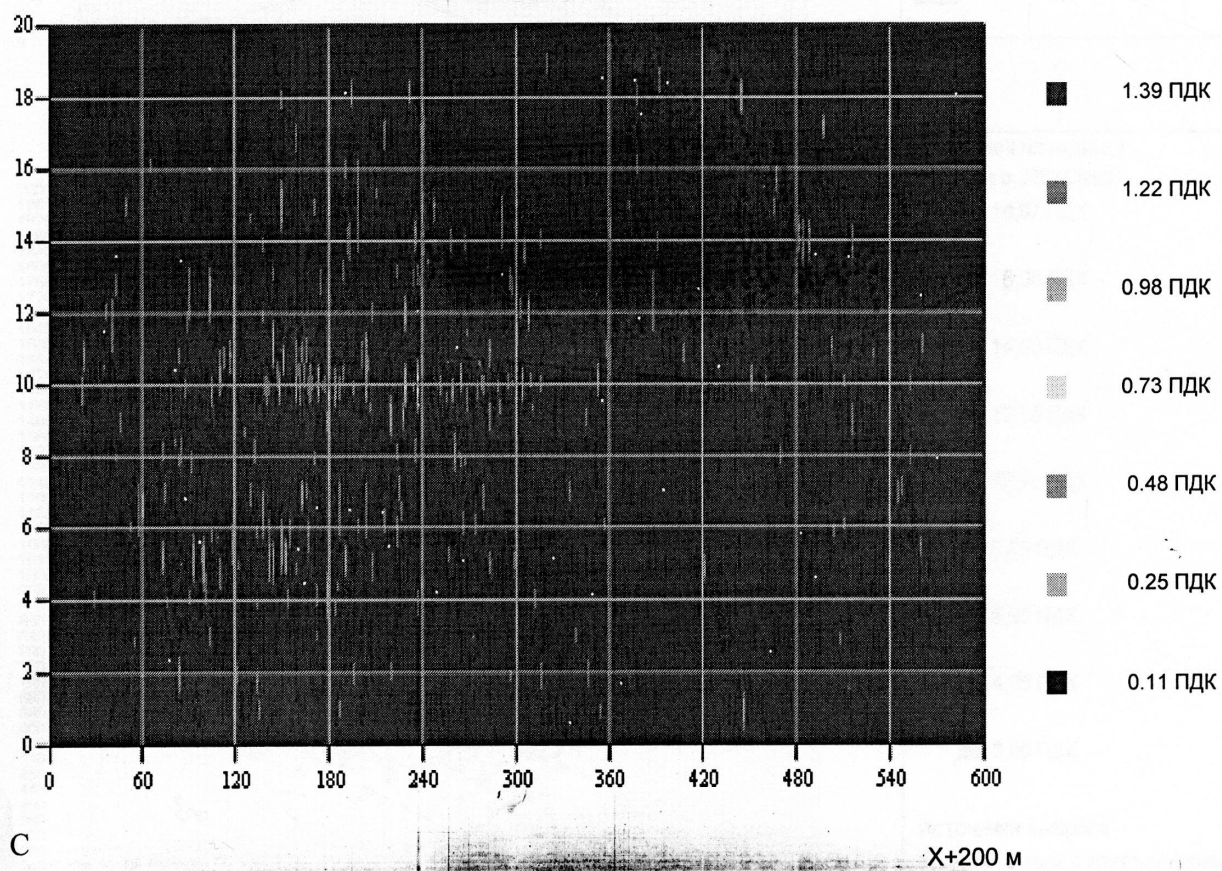
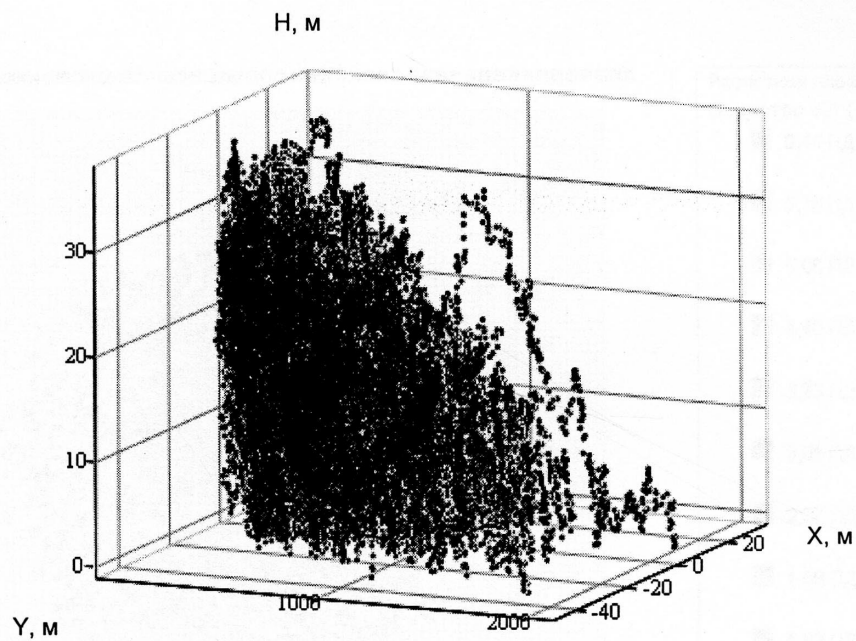


Рисунок В.2 – Результати розрахунку розсіювання оксидів азоту
за програмним модулем розробленої моделі

ДОДАТОК Д

Метеріали щодо впровадження технології
утилізації газоподібних вуглеводнів на виробничо – ремонтному
комплексі ПАТ “Укрспецтрансгаз”

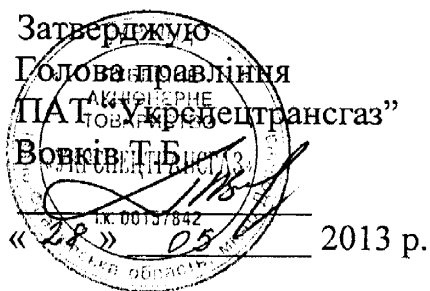
Затверджую
Проректор з наукової роботи
ІФНТУНГ
проф. Карпач О.М.

«06»



Затверджую
Голова правління
ПАТ «Укрспецтрансгаз»
Вовків Т.Б.

«28»



2013 р.

АКТ

впровадження результатів дисертаційної роботи

Бортняк Олени Михайлівни

«УТИЛІЗАЦІЯ ГАЗОПОДІБНИХ ВУГЛЕВОДНІВ, ПРИЗНАЧЕНИХ ДЛЯ СПАЛЮВАННЯ НА ФАКЕЛЬНИХ УСТАНОВКАХ»

Ми, які підписалися нижче, склали даний акт, який підтверджує, що ПАТ «Укрспецтрансгаз» з метою підвищення енергоефективності виробництва та зниження рівня техногенного навантаження на довкілля використає наукові розробки Бортняк О.М. під час реконструкції факельного господарства підприємства, а саме запроповану енергоощадну технологію утилізації низьконапірних факельних газів.

Очікуваний економічний ефект від впровадження технології утилізації некондиційних факельних газів стосовно першого року після закінчення нормативного терміну освоєння виробничої потужності запропонованого природоохоронного заходу становитиме 36,2 тис. грн. з додатковим доходом 201,6 тис. грн.

Доцент кафедри безпеки
життєдіяльності, ІФНТУНГ

к.т.н.

Школьний М.П.

Дисертант

Бортняк О.М.

Заступник голови правління

ПАТ «Укрспецтрансгаз»

Лешко П.М.

Розрахунок економічного ефекту від впровадження технології утилізації низьконапірних факельних газів на ремонтно-випробувальному комплексі ПАТ “Укрспецтрансгаз”

Під час проведення ремонту та робіт з обслуговування вагоно-цистерн у технологічних лініях випробувального комплексу ПАТ “Укрспецтрансгаз” утворюються надлишки низьконапірних газів, які внаслідок некондиційності параметрів направляються на факельну установку для подальшого спалювання. В результаті щорічно втрачається понад 200 тис. м³ вуглеводневої сировини і відбувається забруднення атмосферного повітря викидами продуктів згорання.

З метою підвищення економії енергоресурсів підприємства та зниження негативного впливу на навколишнє середовище була запропонована технологія утилізації надлишків низьконапірних газів за допомогою насосно-ежекторної установки для подальшої їх реалізації або використання в якості котельного палива.

Очікуваний економічний ефект від впровадження запропонованої технології визначається за двома напрямками, а саме

- від економії сировини і можливості її подальшої реалізації;
- від зменшення шкідливих викидів в атмосферне повітря.

Показник чистого економічного ефекту R від впровадження природоохоронних технологій на промисловому підприємстві визначається у вигляді різниці між зведеними до річної розмірності економічним результатом P від впровадження заходів та затратами на їх реалізацію Z

$$R = P - Z, \quad (Д.1)$$

Розрахунок економічного результату визначається відповідно до [128, 129, 130, 131] за формулою

$$P = \Pi + \Delta D, \quad (Д.2)$$

де Π - величина попереджених економічних збитків від забруднення атмосферного повітря;

ΔD - додатковий дохід від покращення виробничих результатів діяльності підприємства в результаті отримання додаткової продукції.

Величина попереджених економічних збитків від забруднення атмосферного повітря визначається як різниця між розрахунковими величинами збитків, які мали місце до здійснення природоохоронного заходу Y_1 та залишковими збитками після його впровадження Y_2

$$\Pi = Y_1 - Y_2. \quad (Д.3)$$

Величини різниці збитків до впровадження заходу та після його реалізації може бути визначена за формулою

$$Y_1 - Y_2 = \gamma^A \cdot \sigma^A \cdot f \cdot \Delta M, \quad (Д.4)$$

де γ^A - константа, числове значення якого визначається рекомендаціями [128] і становить 24,0 грн./ум.п.;

σ^A - показник відносної небезпеки забруднення атмосферного повітря, який відповідно до [128] для територій промислових підприємств з урахуванням захисних зон становить 4,0;

f - поправка, що враховує характер розсіювання домішки в атмосфері і для газоподібних домішок з малою швидкістю осідання може бути визначена відповідно до [128] за формулою

$$f = \frac{100}{100 + \varphi h} \cdot \frac{4}{1 + u}, \quad (Д.5)$$

де h - геометрична висота джерела забруднення атмосферного повітря, м;

φ - поправка на тепловий підйом факела викиду в атмосфері, яка може бути визначена за формулою [128, 131];

$$\varphi = 1 + \frac{\Delta T}{7\zeta}, \quad (Д.6)$$

де ΔT - середньорічне значення різниці температур димових газів та навколишнього середовища на рівні гирла джерела забруднення;

u - середньорічне значення модуля швидкості вітру на рівні флюгера, м/с.

ΔM - зведена маса зниження викиду домішок джерелом забруднення в атмосферне повітря

$$\Delta M = M_1 - M_2, \quad (\text{Д.6})$$

де M_1, M_2 - величини валового викиду забруднень з джерела до і після впровадження заходу, які визначаються за формулами

$$M_1 = \sum_{i=1}^n A_i m_{i1}, \quad (\text{Д.7})$$

$$M_2 = \sum_{i=1}^n A_i m_{i2}. \quad (\text{Д.8})$$

де i - вид домішки, що міститься у викиді;

n - кількість домішок, що міститься у викиді;

A_i - показник відносної небезпеки домішки кожного виду, ум.п./т., значення якого встановлюється відповідно до [128-131];

m_{i1} - валовий викид домішки кожного виду джерелом забруднення атмосферного повітря до впровадження в дію заходу, т/рік;

m_{i2} - валовий викид домішки кожного виду джерелом забруднення атмосферного повітря після впровадження в дію заходу, т/рік.

Дохід від отримання додаткової продукції, тобто приріст прибутку внаслідок реалізації відібраного газу

$$\Delta D = V \cdot C, \quad (\text{Д.9})$$

де V - об'єм відібраного газу, м³;

C - оптова ціна на газ, грн./м³.

Впровадження запропонованої технології пов'язане з затратами на її розробку, капітальними вкладеннями на виготовлення установки та технологіч-

них комунікацій, а також експлуатаційними затратами на їх експлуатацію. Таким чином, зведені затрати, пов'язані з реалізацією запропонованого заходу визначатимуться як

$$Z = C + E(K + K_n), \quad (Д.10)$$

де C - експлуатаційні затрати на обслуговування та утримання основних фондів заходу;

E - нормативний коефіцієнт економічної ефективності капітальних вкладень на впровадження заходу, приймається рівним 0,12 [128, 131];

K, K_n - капітальні вкладення у будівництво основних фондів заходу.

Вихідні дані та результати розрахунку очікуваного економічного ефекту від впровадження запропонованої технології утилізації низьконапірних факельних газів за викладеною вище методикою наведені у таблиці Д.1.

Таблиця Д.1 – Вихідні дані та результати розрахунку економічного ефекту від впровадження технології утилізації факельних газів

Найменування показника	Позначення	До впровадження	Після впровадження
Обсяг утилізованого газу, млн.м ³ /рік	V	-	0,280
Обсяг викидів шкідливих речовин в атмосферу, т/рік, у тому числі [101]	M	7,034	0,781
оксиди вуглецю	mco	1,459	0,162
оксиди азоту	mno _x	0,939	0,104
сажа	mc	4,252	0,472
пропан	Mп	0,212	0,024
бутан	mб	0,172	0,019
Капітальні вкладення, тис.грн.	K	-	400
Затрати на розробку технології, тис.грн.	Kп	-	200
Річні експлуатаційні затрати на утримання установки, тис.грн./рік	C	-	100
Питома оцінка збитків, грн./ум.п.	γ^A	24	24
Показник відносної небезпеки забруднення атмосфери	σ^a	4	4

Закінчення таблиці В.1

Найменування показника	Позначення	До впровадження	Після впровадження
Висота джерела викиду, м	h	20	20
Середньорічне значення різниці температур у гирлі джерела і в наколишній атмосфері на рівні гирла, °С	ΔT	230	230
Поправка, що враховує характер розсіювання домішки в атмосфері	f	0,374	0,374
Середньорічне значення модуля швидкості вітру на рівні флюгера, м/с	U	4,9	4,9
Відносна агресивність домішки, що викидається в атмосферу, ум.п/рік	A	-	-
оксиди вуглецю	Aco	16,5	16,5
оксиди азоту	Apo _x	48,2	48,2
сажа	Ac	41,5	41,5
пропан	Ap	3,16	3,16
бутан	Ab	3,16	3,16
Поправка на тепловий підйом факела викиду в атмосфері	φ	4,07	4,07
Приведена маса річного викиду з джерела, ум.п./рік	M	247,0	61,75
Величина збитків, грн./рік	У	8866	2216
Величина попередження економічних збитків від забруднення довкілля, грн./рік	П	-	6649
Дохід від отримання додаткової продукції, грн./рік	ΔD	-	201600
Загальний економічний результат від розробки установки, тис. грн.	P	-	208,2
Зведені затрати, тис.грн	З	-	172
Очікуваний чистий економічний ефект, тис. грн./рік	R	-	36,2

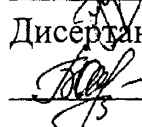
Таким чином, очікуваний економічний ефект від впровадження технології утилізації некондиційних факельних газів стосовно першого року після закінчення нормативного терміну освоєння виробничої потужності запропонованого природоохоронного заходу становитиме 36,2 тис. грн. з додатковим доходом 201,6 тис. грн.

Доцент кафедри безпеки
життєдіяльності, ІФНТУНГ

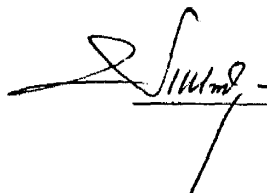
К.Т.Н.

 Школьний М.П.

Дисертант

 Бортняк О.М.

Заступник голови правління
ПАТ "Укрспецтрансгаз"

 Лешко П.М.

