

НАУКОВО-ДОСЛІДНА УСТАНОВА
«УКРАЇНСЬКИЙ НАУКОВИЙ ЦЕНТР ЕКОЛОГІЇ
МОРЕ»

ОДЕСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ ЕКОЛОГІЧНИЙ УНІ-
ВЕРСИТЕТ

ІНЕСА ЛОЄВА
ОЛЕНА ВЛАДИМИРОВА
ВАЛЕНТИН ВЕРЛАН

ОЦІНКА СТАНУ ЗАБРУДНЕННЯ АТМОСФЕРНО-
ГО
ПОВІТРЯ ВЕЛИКОГО МІСТА
(методи аналізу, прогнозу, регулювання)

2008

УДК 504.3.054
ББК 26.23
Л 68

Рецензенти: В.Я.Шевчук, д.е.н., проф.,
С.І Сніжко, д.г.н., проф..

Лоева І.Д., Владимирова О.Г., Верлан В.А.

Оцінка стану забруднення атмосферного повітря великого міста
(методи аналізу, прогнозу, регулювання). – К.: КНТ, 2008. – 220 с.

Монографія вміщує комплекс сучасних статистичних методів, які дозволяють здійснити оцінку, прогноз та регулювання рівня забруднення атмосферного повітря великого міста.

Наводиться методика оптимізації розташування мережі постів моніторингу забруднення атмосферного повітря. Данні, отримані на оптимальне розташованій мережі контролювання постів моніторингу, дозволяють вирішити низку питань з забезпечення екологічної безпеки атмосферного повітря урбанізованої території. Це насамперед: оцінка і прогноз стану забруднення атмосферного повітря; оптимальне регулювання рівня забруднення атмосфери при несприятливих для розсіювання домішок метеорологічних умовах; оцінка відносного внеску викидів джерел в рівень забруднення атмосфери окремих районів великого міста. В монографії сформульовані підходи і наведені методи вирішення перерахованих задач.

Для науковців, викладачів, аспірантів, студентів, вчителів старших класів а також фахівців-екологів.

Loyeva I.D., Vladymyrov O.G., Verlan V.A.

Estimation of the state of air atmosphere pollution of the big city
(methods of analysis, forecast, regulations). – K.: KNT, 2008. -220 p.

The monograph contains a complex of modern statistical methods that make the possibility to estimate, forecast and provide regulations of the level of air atmosphere pollution of a big city.

It contains a technique of optimization of the placing of a network of monitoring stations of the air atmosphere pollution. The data that are obtained from the optimal network of control-measuring stations of monitoring make it possible to solve a case of questions for ensuring the ecological security of the air atmosphere within an urban territory. This is first of all: estimation and forecast of the state of air atmosphere pollution; optional regulation of the level of the air atmosphere pollution in unfavorable for scattering of admixture in various meteorological conditions; the estimation of comparatively input blow-out sources into the level of the atmosphere of various regions of a big city. In the monograph are formulated the steps and showed methods of solution of the above mentioned tasks.

For scientists, reporters, aspirants, students, teachers of elder classes and also for ecologists.

ПЕРЕДМОВА

Актуальність проблеми забруднення атмосфери планети Земля безперервно зростає. Ця проблема в останні декілька десятиків років стала однією з основних проблем екології. Безперервне зростання виробництва, збільшення кількості автотранспорту призводять до того, що в атмосферному повітрі відбувається безперервне збільшення концентрації не тільки газів і аерозолів, шкідливих для здоров'я людини, але і газів, які інтенсивно поглинають теплове інфрачервоне випромінювання земної поверхні і створюють в атмосфері планети оранжереєвий ефект. В результаті відбувається безперервне підвищення середньої глобальної температури повітря, наслідком якого є зміни глобального і регіонального клімату. Кліматична система втрачає стійкість, що призводить до підвищення частоти небезпечних гідрометеорологічних явищ.

Вказані вище наслідки забруднення атмосферного повітря досягли таких просторових і часових масштабів, що вони турбують не тільки співтовариства учених, але і уряди більшості країн. Це виявляється через ухвалення ряду міжнародних документів, наприклад, Кіотської угоди.

Головним джерелом забруднення атмосфери, якщо виключити виверження вулканів, є крупні промислові конгломерати з великою кількістю джерел забруднення, до числа яких відносяться і автотранспорт, що безперервно розвивається. Інтенсивність накопичення або розсіювання забруднюючих атмосфери речовин, характер їх транспортного перенесення визначається станом атмосфери, перш за все її граничного шару. В зв'язку з цим, дослідження метеорологічних умов при вивченні процесів забруднення атмосфери набувають першочергового значення.

Можна перерахувати ряд задач, без вирішення яких неможливо розв'язати вказані вище екологічні проблеми, що відносяться до великих промислових міст.

Першою з них є проблема організації на території міста системи моніторингу концентрацій шкідливих домішок в атмосфері, яка задовольняла б вимогам щодо оптимальності в просторі й часі, з метою якнайкращого забезпечення задач служби спостереження і контролю забруднення атмосфери. Перший розділ монографії присвячений вирішенню цієї проблеми. З нею безпосередньо пов'язана задача ретро-

спективного вивчення стану атмосферного повітря, яка розв'язується за допомогою сучасних методів статистичного аналізу часових рядів концентрацій інгредієнтів, вимірюваних на системі контрольно-вимірних постів (КВП) міста. Розв'язання цієї задачі міститься в другому розділі.

Проблема організації моніторингу у великому промисловому місті полягає не тільки у виборі місць розташування КВП, але і в оцінці достовірності результатів вимірювань. Саме методи розв'язання цієї задачі на основі сучасних методів багатовимірного статистичного аналізу розглядаються в третьому розділі монографії.

Задачею системи моніторингу шкідливих домішок в атмосферному повітрі є організація не тільки контролю, але і регулювання якості повітря в граничному шарі атмосфери великого міста, особливо за несприятливих для розсіювання домішок метеорологічних умов. Зрозуміло, що організувати систему регулювання якості атмосферного повітря неможливо без розробки методів прогнозу забруднення атмосфери. Цій важливій проблемі присвячено четвертий розділ монографії. У ньому на основі методів багатовимірного статистичного аналізу розробляються дві моделі: регресійна модель і модель альтернативного прогнозу на базі теорії розпізнавання образів.

У п'ятому розділі розв'язується центральна в перерахованій системі проблем — проблема оптимального планування забруднення атмосфери великого міста. Розроблена оригінальна методика оптимізації полів концентрацій інгредієнтів на основі методів багатовимірного статистичного аналізу і теорії дослідження операцій.

Кожне підприємство — забруднювач атмосферного повітря повинно вживати заходів щодо вдосконалення технології виробництва, спрямованого до зменшення збитку заподіяного природі. Для вирішення цієї важливої задачі необхідно оцінити внесок кожного окремого взятого виробництва в загальний рівень забруднення атмосфери міста й окремих його районів. Розробці методів оцінки відносного внеску підприємств в забруднення атмосферного повітря присвячується шостий завершальний розділ монографії.

Таким чином, в монографії на сучасному науковому рівні розглядаються і розв'язуються задачі комплексної проблеми вимірювання, прогнозування і оптимального регулювання полів концентрацій забруднюючих речовин в атмосфері великого промислового міста.

Авторам не відомі подібного роду публікації у вітчизняній та іноземній науковій літературі, де б розглядався вказаний вище комплекс методів розв'язання екологічних задач, що відносяться до проблеми охорони атмосферного повітря великих промислових міст. Упевнені, що пропонувана монографія зацікавить широке коло вчених, керівників виробництв і управлінських структур.

СПИСОК СКОРОЧЕНЬ

АРПКС	—	Модель на основі рівняння «авторегресії — проінтегрованого ковзного середнього»
АСКНС-АГ	—	Система автоматизованих спостережень і контролю навколишнього середовища
АСКЗА	—	Автоматизована станція контролю забруднення атмосфери
ГДК	—	Гранична допустима концентрація
ГСМНС	—	Глобальна система моніторингу навколишнього середовища
Держкомгидромет	—	Державний комітет з гідрометеорології
ЗДССКА	—	Загальнодержавна служба спостережень і контролю за забрудненням атмосфери
ЗНД-86	—	Загальносоюзний нормативний документ
ЗР	—	Забруднююча речовина
Зх	—	Захід
ІЕМ	—	Інститут експериментальної метеорології
ІЗА	—	Індекс забруднення атмосфери
КВП	—	Контрольно-вимірний пост
Пн	—	Північ
Пд	—	Південь
СРСР	—	Союз радянських соціалістичних республік
Сх	—	Схід
у.о.	—	Умовні одиниці
Zn	—	Циклональне баричне поле
Az	—	Антициклональне баричне поле
CO	—	Оксид вуглецю
SO2	—	Діоксид сірки

Сотри случайные черты
И ты увидишь
Мир прекарасен.
А .Блок

ВСТУП

Спочатку екологія розглядалась як наука, яка вивчає взаємозв'язки рослинного та тваринного світу з оточуючим середовищем. Але поступово прийшло розуміння, що і людина є невід'ємною від навколишнього середовища й складає його важливу частину. Її взаємодіювання з природою, вплив на природу у процесі життєдіяльності, особливо виробничої діяльності, і зворотний вплив довкілля на людину та розвиток суспільства повинні стати предметом спеціального вивчення. Тому поняття «екологія» як науки на теперішній час суттєво розширилося.

Вважається, що можна виділити три основні складові екологічної проблеми: біологічну, технічну та соціально-економічну. Але окремих напрямків екологічної науки значно більше, а саме: проблеми економіки, права, моніторингу стану природного середовища, управління якістю довкілля тощо.

В умовах інтенсивного використання природних ресурсів застосування їх у господарській діяльності людини завдає все зростаючої шкоди самій природі. Природа почала втрачати здатність до самовідновлення. Порушуються природні біологічні цикли, зменшується природна швидкість процесів саморегуляції, все більшою мірою виявляються негативні результати короткочасних, але інтенсивних дій суспільства. У наш час вплив діяльності людства на довкілля настільки загострився, що воно, людство, повинно вже сьогодні відповідати на головне запитання – чи здатне суспільство запобігти глобальній екологічній кризі, чи воно приречено на загибель через вичерпування природних ресурсів і надмірне забруднення довкілля. Вже тепер внаслідок промислового вироб-

ництва в атмосферу потрапляє понад 200 млн. т оксиду вуглецю, 50 млн. т різних вуглеводнів, 120 млн.т золи, 150 млн.т діоксиду сірки, мільйони тон різних аерозолів тощо. У води Світового океану потрапляє 6-10 млн. т сирої нафти, а твердий стік перевищує 17 млн.т. Численні види забруднюючих речовин: шкідливі хімічні сполуки, метали, пил, пестициди, радіоактивні речовини – у зв'язку з глобальними атмосферними й гідросферними процесами виходять на регіональний та глобальний рівень, перетворюючи нашу планету на єдину технікобіологічну систему.

Перше місце серед джерел забруднення середовища посідають вуглеводні (вугілля, нафта, газ), оскільки при їх спалюванні виникає велика кількість забруднюючих речовин. Всі вони потрапляють в атмосферу великих промислових міст, звідки циркуляційними процесами атмосфери поширюються на великі простори. Цей процес називають трансграничним переносом забруднюючих речовин.

Отже, коли йдеться про забруднення атмосферного повітря великого промислового міста інгредієнтами, тобто забруднюючими речовинами, то перш за все необхідно розглядати розташування джерел забруднення, інтенсивність і умови викидів інгредієнтів в атмосферу, їхній вид і хімічні властивості. Суттєву роль у формуванні поля забруднення атмосфери відіграє термодинамічний стан його граничного шару.

До основних джерел промислового забруднення атмосферного повітря відносяться підприємства теплоенергетики, металургії, хімічної та нафтохімічної промисловості. Значний внесок у забруднення атмосфери великих міст дає автомобільний транспорт.

Локальне, регіональне і глобальне забруднення атмосферного повітря тісно пов'язані між собою. Якщо швидкість процесу природного самоочищення менше ніж швидкість процесу забруднення, то локальні забруднення повітря формують регіональні забруднення, які у подальшому під дією циркуляційних атмосферних процесів перетворюються на глобальні забруднення. У міжнародній спільноті виникло розуміння того, що подальше безконтрольне використання природних ресурсів і забруднення довкілля призведе до екологічної катастрофи та, як наслідок, до знищення людства. Саме тому національними урядами та міжнародними організаціями докладаються зусилля для здійснення всебічного аналізу й регулювання стану природного середовища. Для цього на рівні держав приймається низка законодавчих актів, а на міжнародному рівні укладаються міжнародні угоди.

Заходи, які визначаються законодавчими органами з метою розв'язання проблеми раціонального використання природних ресурсів й охорони довкілля, повинні базуватися на наукових засадах. Це обумовило саме той факт, що, починаючи з другої половини XX століття, проблеми охорони довкілля й його відновлення стали у ряд найважливіших задач науки. Стосовно до екологічного стану атмосферного повітря ці проблеми мають комплексний характер. Щоб зберігати чистоту атмосфери, необхідна, насамперед, розробка безвідходних і маловідходних технологій, ефективних методів очищення викидів промислових підприємств, принципів оптимального розташування джерел забруднення. Все це стосується до техніко-економічних проблем охорони атмосферного повітря.

Особлива роль при вирішенні проблем охорони атмосферного повітря належить метеорологічним наукам. Велике значення у цій області мають дослідження закономірностей поширення атмосферних домішок й особливостей їхнього просторово-часового розподілу. Вивчення цих закономірностей здійснюється на основі гідродинамічних і статистичних моделей атмосферних процесів у граничному шарі атмосфери, де відбувається накопичення й розсіювання шкідливих забруднюючих речовин. Гідродинамічне моделювання стану граничного шару атмосфери на цей час інтенсивно розвивається, але і статистичні моделі при розв'язанні ряду природоохоронних задач не втрачають свого значення. Вони є ефективними при вирішенні, наприклад, таких задач, як вивчення особливостей статистичної структури полів інтедентів, побудова статистичних методів прогнозування екологічного стану атмосфери, особливо при несприятливих для розсіювання шкідливих домішок станах граничного шару атмосфери, розробка методів управління екологічним станом атмосферного повітря при несприятливих атмосферних умовах тощо.

Монографія присвячена розгляду комплексу статистичних моделей, які дають можливість розв'язання важливіших проблем охорони атмосферного повітря великого промислового міста, а саме: побудова оптимальної мережі спостережень за показниками забруднення атмосферного повітря; оцінку та прогноз стану забруднення повітря; планування поля забруднення міста шляхом оптимізації технологічних показників джерел забруднення при несприятливих для розсіювання домішок метеорологічних умовах; визначення відносного внеску окремих джерел у формування рівня забруднення повітряного басейну.

РОЗДІЛ 1

Оптимізація розташування мережі постів моніторингу забруднення атмосферного повітря

Невпинно зростає антропогенне навантаження на природне середовище обумовлює необхідність одержання на базі сучасних інформаційно-вимірювальних систем достовірної інформації про стан навколишнього природного середовища для прийняття керуючих рішень і розробки заходів щодо його оздоровлення. Створена більше 30-ти років тому мережа постів загальнодержавної служби спостережень і контролю за забрудненням атмосфери (ЗДССКА) є складовою частиною Глобальної системи моніторингу навколишнього середовища (ГСМНС). За планом розвитку цієї системи до 1995 року передбачалося збільшення числа стаціонарних постів на 100-150 у порівнянні з 1985 роком. На той період мережу спостережень було охоплено більш ніж 450 міст колишнього СРСР. Відомий і внесок України в розробку цієї системи, а також у створення та впровадження системи автоматизованих спостережень і контролю навколишнього середовища (АСКНС-АГ), одними з компонентів якої є автоматизовані станції контролю забруднення атмосфери (АСКЗА). Частина цієї системи моніторингу залишилася в спадщину Україні.

Вдосконалення системи моніторингу раніше зводилося лише до збільшення числа постів спостережень, однак, правильність такого підходу викликає все більш сумніви. На перший план доцільно поставити економічні показники ефективності функціонування мережі і питання її оптимізації. Особливий інтерес становлять роботи, пов'язані з оцінками впливу синоптичних ситуацій на конфігурацію мережі. З огляду на наявні можливості для побудови мереж гнучкої конфігурації з використанням мобільних станцій це питання стає вкрай важливим.

При організації системи спостережень за забрудненням атмосферного повітря в промисловому місті необхідно враховувати технічні та технологічні характеристики промислових і транспортних джерел забруднення, їх розташування в місті і режим роботи, а також перспективу промислового розвитку міста. Істотну роль у розсіюванні

домішок, що потрапляють в атмосферу, відіграють кліматичні і синотичні умови, рельєф місцевості, підстильна поверхня, особливості міської забудови й інші фактори. Дуже важливим є врахування економічних витрат при організації та експлуатації системи моніторингу атмосферного повітря. Швидкість і повнота одержаної на мережі інформації визначають успіх реалізації тих чи інших рішень, прийнятих на основі цієї інформації. В свою чергу, ухвалення невірних рішень чи неприйняття його у зв'язку з відсутністю інформації веде до невірних правдивих економічних витрат.

Незважаючи на наявність певної кількості робіт, що торкаються питання техніко-економічного обґрунтування розвитку мережі моніторингу в умовах впливу багатьох факторів, в першу чергу метеорологічних, можна констатувати, що ці питання із залученням сучасних методів дослідження операцій досить докладно не розглядалися. В той же час, методи дослідження операцій дозволяють поставити процес вибору стратегії моніторингу досліджуваних об'єктів на більш об'єктивну економічну основу і більш обґрунтовано приймати рішення щодо вибору тих чи інших стратегій в умовах нестабільності діючих факторів. Основною метою цього розділу є представлення методики оптимізації розміщення мережі постів моніторингу забруднення атмосферного повітря в промисловому місті, заснованої на всебічному аналізі синотичних ситуацій, що впливають на розміщення постів моніторингу, з урахуванням соціально-економічних факторів і жорсткого обмеження на кількість постів. При цьому використовуються сучасні методи дослідження операцій, що дозволяють більш обґрунтовано приймати рішення щодо вибору місць розташування і кількості стаціонарних і маршрутних постів спостережень за забрудненням атмосфери в промисловому місті.

1.1 Принципи та підходи до організації мережі постів моніторингу атмосферного повітря

Характер часового і просторового розподілу концентрацій шкідливих речовин в атмосферному повітрі визначається великою кількістю різних чинників. Знання закономірностей формування рівнів забруднення атмосферного повітря, тенденцій їхніх змін є необхідною умовою для забезпечення прийнятної чистоти повітряного басейну. Основою для виявлення цих закономірностей служать спостереження за станом забруднення повітря. Від якості і кількості виконуваних

спостережень залежить, зрештою, ефективність заходів, щодо захисту повітря. Але при збільшенні кількості постів спостережень за концентраціями забруднюючих речовин збільшуються витрати на їхнє утримання та обслуговування, а також збільшується кількість інформації та зростають витрати на її обробку. Підвищення ефективності роботи мережі постів моніторингу забруднення атмосфери шляхом її оптимізації стає одним з основних питань при вирішенні задач підвищення ефективності охорони атмосферного повітря.

Серед багатьох чинників, які впливають на конфігурацію мережі моніторингу і визначаються задачами, що стоять перед нею, можна виділити чотири основних: 1) характер інформації, що дістається на мережі; 2) метод одержання інформації на мережі; 3) кліматичні, мікро- і макрометеорологічні чинники району розміщення мережі; 4) ландшафтні, історичні (забудова, розташування та емісія джерел викидів) особливості району розміщення мережі.

Інформація, що одержується на мережі, — це осереднена за 20-30 хвилинний інтервал часу концентрація забруднюючих речовин. Цей період осереднення припадає на мінімум енергії спектра зомасштабу — спектр Ван-дер-Ховена [1]. Тим самим визначається мезомасштаб виучуваних процесів, який відповідає горизонтальним масштабам міста.

Як основні методи отримання інформації на мережі зараз використовуються найменш акумулятивні методи ручного або автоматичного відбору проб повітря. В найближчому майбутньому ці методи також будуть використовуватись.

Велика кількість задач, що стоять перед мережею постів і впливають на конфігурацію мережі, потребує детального розгляду.

1.1.1 Задачі служби спостережень і контролю забруднення атмосфери

Практично всі автори зазначають, що для кожної із задач, які стоять перед мережею постів спостережень за забрудненням атмосфери, може бути побудована своя оптимальна мережа постів. Тому є необхідність в детальному розгляді й обговоренні питання про пріоритетність і узгодженість задач, що стоять перед мережею постів моніторингу забруднення атмосфери в промисловому місті.

У найбільш загальному і лаконічному вигляді основна задача, що стоїть перед мережею контролю, була визначена Ізраєлем Ю.А.:

«... організація научно-обоснованої системи контролю (включаючи вибір пріоритетних забруднювачів і місць установок пунктів контролю) повинна ґрунтуватися на всесторонньому аналізі навколишнього середовища і бути спрямована на виконання завдань регулювання якості природного середовища з урахуванням максимального розвитку промисловості і всього народного господарства.» [2]. Надалі були визначені більш конкретні завдання в рамках регулювання якості атмосферного повітря для мережі ЗДССКА і автоматизованих станцій контролю забруднення атмосфери системи АСКНС-АГ [2, 3, 4, 5].

За даними мережі ЗДССКА планується вирішувати наступні завдання:

- розробляти стратегії і приймати рішення щодо запобігання забрудненню атмосфери;
- визначати стан забруднення атмосфери в окремих районах міста;
- контролювати забруднення повітря окремими підприємствами;
- попереджати про настання високих рівнів забруднення в окремі періоди;
- вивчати вплив стану повітряного басейну на захворюваність населення;
- визначати збиток, що завдається сільському господарству, лісам, паркам, тваринництву, житловим будівлям і промисловим спорудам;
- планувати розміщення промислових підприємств, здійснювати вибір районів перспективної забудови і визначати санітарно-захисні зони;
- уточнювати і перевіряти розрахункові методи розповсюдження домішок від джерел викидів;
- оцінювати фонове забруднення.
- Підсистема контролю атмосфери системи АСКНС повинна забезпечувати:
 - прогнозу очікуваних рівнів концентрації на основі інформації, отриманої на мережі автоматизованого контролю забруднення атмосфери, метаінформації і даних про фактичні значення викидів контрольованих джерел;
 - розрахунок значень гранично допустимих викидів для кожного джерела, яке включено до контуру регулювання, при несприятливих метеорологічних умовах;

- оперативне прийняття рішень про проведення комплексу заходів щодо зниження рівня викидів при несприятливих метеорологічних умовах (НМУ);
- збір і обробку інформації про забруднення повітряного басейну і передачу узагальнених даних зацікавленим організаціям для вжиття адміністративних заходів і складання планів щодо захисту довкілля;
- своєчасне виявлення аварійних і залпових викидів і оцінку їхніх наслідків.

Для оперативного контролю мережа АСКЗА системи АСКНС повинна бути чутливою до зміни режиму роботи кожного джерела забруднення атмосфери і давати можливість локалізації «винуватців» підвищених концентрацій домішок. Фактично вона замінює підфакельні пости спостережень мережі ЗДССКА і використовується для оперативного управління джерелами викидів.

Найбільш важливою з перерахованих задач є задача забезпечення інформацією для визначення стратегій і прийняття рішень щодо попередження забруднення атмосфери. Ця задача стоїть перед об'єктами системи спостережень. Всі інші завдання, більшою або меншою мірою, можна вважати допоміжними, такими, що сприяють вирішенню головної. Саме прийняття правильних рішень або стратегій регулювання щодо попередження забруднення атмосфери визначає і величину завданого збитку, і міру захворюваності населення, і вибір районів перспективної забудови, і стан забруднення окремих районів міста, і, зрештою, рівень фонових забруднень атмосфери.

В загальному випадку можна говорити про два різні підходи, що використовуються для двох мереж, ЗДССКА і АСКЗА, при вирішенні завдань контролю поля забруднення і контролю джерел викидів. Це різні підходи, і мережі, оптимальні для кожного з них, також будуть різними, хоча поля концентрацій і джерела, що створюють ці концентрації, безумовно, взаємопов'язані.

Для мережі ЗДССКА ідеальним можна вважати варіант, коли є реальне, нехай навіть з відомими помилками, поле забруднення по всьому загалом. Однак це вимагає великих матеріальних витрат, спричинених встановленням і експлуатацією великої кількості постів спостережень, необхідних для представлення реального поля. Знання реального поля забруднення є більш науковою задачею, ніж практичною. З практичної точки зору репрезентативне представлення дія-

нок підвищених значень цього поля цілком достатнє для прийняття обґрунтованих рішень.

Для мережі АСКЗА ідеальною можна вважати можливість контролю всіх і кожного з джерел викидів. Однак, якщо джерела викидають домішки, які не контролюються автоматичними газоаналізаторами, то ці джерела можуть випасти з контуру регулювання мережі. До того ж, якщо джерела розподілені на великій території, то при жорстких обмеженнях на кількість постів контролю, що реально встановлюються, так чи інакше постає питання про кількість джерел викидів, які реально контролюються [4].

У той же час для прийняття рішень, як оперативних так і довгострокових, необхідно, крім забруднення, враховувати досить велику кількість інших чинників, таких як синоптичні ситуації, заселеність території, наявність парків, рекреаційних і промислових зон, пам'ятників архітектури і т.п. Необхідність контролю забруднення атмосфери за допомогою постів спостережень в незаселених районах і землях, що не знаходяться в господарському обороті, або контролю джерел, які впливають лише на такі території, досить мала. Більш доцільно проводити контроль в густонаселених районах, районах високої історичної і культурної цінності, в рекреаційних зонах та ін. Відмова від урахування цих чинників може призвести до помилок при побудові мережі та або до зайвих витрат при контролі забруднення атмосфери, або до неефективного контролю джерел викидів (надмірних вимог до одних джерел при недостатній або повній відсутності контролю інших). Це досить сильно вплине на прийняття рішень та спричинить витрати на додаткові дослідження. До того ж, велика кількість задач, що стоять перед мережею моніторингу забруднення атмосфери, зумовлена наявністю саме цих чинників, тому їх врахування дозволяє водночас вирішувати і ці задачі.

1.1.2 Вплив особливостей району розміщення мережі на формування полів концентрацій забруднюючих речовин

Коливання рівня концентрації в кожний окремий момент часу залежить від багатьох інших, крім вказаних вище, чинників, які умовно можна назвати особливостями району розташування мережі постів. Це розміри міста, рельєф місцевості, планування і забудова житлових районів, наявність зелених насаджень, водоймищ, розташування джерел викидів (організованих і неорганізованих), параметри цих

джерел, коливання об'ємів викидів в атмосферу шкідливих речовин, хімічна стійкість домішок і їхні фізичні властивості, наявність періодично діючих і випадкових джерел.

При розміщенні постів спостережень за рівнем забруднення атмосфери повітря перевага віддається районам житлової забудови з найбільшою густиною населення та районам, де можливі випадки перевищення встановлених граничних значень гігієнічних показників. У обов'язковому порядку вимірюються основні, які найчастіше зустрічаються, забруднюючі речовини: пил, двоокиси сірки, оксид вуглецю, оксиди азоту. Вибір інших речовин, які підлягають контролю, визначається специфікою викидів в певній місцевості [6].

Повітряна маса, проходячи територією міста, поступово насичується шкідливими речовинами. З навітряної сторони концентрації будуть меншими, а з підвітряної – більшими. Планування житлових кварталів впливає на їхню аерацію. Якщо будівлі розміщені щільно, то це сприяє зменшенню швидкості вітру, утворенню зон застою повітряної маси, що призводить до накопичення домішок. Особливо це небезпечно при низьких викидах. Сучасна внутрішньоквартальна забудова більше сприяє повітрообміну, а, отже, і зменшенню концентрацій, хоча досить важко виявити певні закономірності, оскільки вони істотно залежать від конкретних елементів структури міста. Над міською забудовою профіль вітру і його зміни з часом порівняно швидко набувають рис, притаманних вітру на відкритій місцевості. Вплив міста, як це свідчать матеріали спостережень на телевежах, визначається, в основному, як ефект збільшення шорсткості підстильної поверхні [7]. Такі висновки відносяться передусім до випадків чіткого виражених горизонтальних потоків повітря над містом. За результатами спостережень на телевежах і спеціальних аерологічних спостережень зроблені деякі висновки щодо вертикального профілю температури над містом [8]. Виявляється, що в денні години він близький до того, що і на відкритій місцевості.

Таким чином, можна передбачити, що внаслідок перенесення повітря по горизонталі та інтенсивного обміну по вертикалі, над містом часто утворюється розподіл температури і швидкості вітру, а, отже, і коефіцієнта турбулентності, близький до того, що і на відкритій місцевості. Спеціальні експериментальні роботи по вивченню поширення траєкторії в міських умовах виконувались в Сент-Луїсі (США). Вони показали, що протягом дня дисперсії домішки в горизонтальному і

вертикальному напрямку на відстані 10 миль від джерела трасера над містом і за містом мало відрізнялися між собою. Вертикальний профіль концентрації димішки з віддаленням від джерела трансформується таким чином, що в зоні, де досягається наземний максимум концентрації, димішка розподіляється майже рівномірно за висотою. Тільки в окремих випадках можуть встановлюватися особливі умови, несприятливі відносно атмосферної дифузії димішок, які потребують спеціального розгляду. Це дозволяє виконати розрахунок (наближений) розсіювання димішок в місті (насамперед, від досить високих джерел) без детального врахування міської забудови [7].

За принципом розташування джерел викидів міста, можна розділити на два типи [3, 8, 9]. До першого відносяться ті, де основні джерела сконцентровані на одному проммайданчику. При такому розміщенні на забруднення повітряного басейну буде впливати напрям повітряного потоку, тобто напрям зміщення основного факела, де і будуть спостерігатися максимальні концентрації. До другого типу відносяться ті міста, в яких джерела викиду розосереджені на всій території. В таких випадках створюється загальний фон забруднення повітряного басейну, досить однорідний по всій його площі.

З інших чинників, що визначають міру забруднення міста, необхідно зупинитися на коливанні об'ємів викидів шкідливих речовин в атмосфері. Вони залежать від технологічних процесів, періодичності роботи джерел. Дрібні підприємства, що мають низькі викиди, як правило працюють в першу половину дня. Своєрідну специфіку мають викиди автотранспорту. Вони переміщуються і розосереджуються по всьому місту. Найбільш інтенсивні ці викиди в «часи пік», а найбільші концентрації, створювані цими викидами, спостерігаються в центрах автомагістралей і різко падають по обидві сторони від них. Наприклад, згідно зі спостереженнями в Лондоні концентрація окису вуглецю в 200-х метрах від дороги була в 1.5-2 рази нижче, ніж в центрі проїжджої частини вулиці [8].

Значно впливає на вертикальну структуру поля вітру в граничному шарі атмосфери рельєф місцевості. Дослідження [7] показують, що істотні спотворення вертикальної структури поля вітру в стійкому граничному шарі, зумовлені горбистим рельєфом, який впливає не тільки на горизонтальне перенесення димішки, але й на дифузії.

Необхідно також відзначити вплив водних об'єктів, які мають властивість очищувати забруднену повітряну масу [7].

Всі вищеперелічені чинники, що впливають на характер забруднення повітряного басейну промислового міста, за ступенем стабільності можна розбити на три групи:

- визначені (стабільні): рельєф, забудова, розташування і параметри джерел викидів, ландшафт і т.п.;
- тимчасово визначені (умовно стабільні): кількість джерел викидів; час їхньої роботи і параметри емісії димішки;
- невизначені (нестабільні): метеорологічні параметри повітряного середовища, як макро- так і мікрокліматичні, інші випадкові чинники.

Останні і обумовлюють великий ступінь невизначеності як при прийнятті рішень щодо регулювання рівня забруднення повітряного басейну, так і при вирішенні задач, так чи інакше пов'язаних із забрудненням повітря, в тому числі і при вирішенні задач оптимізації розміщення мережі постів моніторингу забруднення атмосфери.

1.1.3 Підходи до побудови мережі постів моніторингу забруднення атмосфери

Відповідно до існуючих рекомендацій при організації мережі постів моніторингу забруднення атмосфери рекомендується встановлювати стаціонарні пости в містах з розрахунку один пост на 10-20 км² в рівнинній місцевості і один пост на 5-10 км² в пересічній місцевості [2, 6, 10]. У більшості міст СРСР до 1985 року було 3-6 стаціонарних постів, у великих містах – 6-20 постів, а в містах з населенням 250 тис. жителів – 1-2 пости. Число постів в містах різних країн коливається в досить широкі межі. Наприклад, для вимірювання концентрації сіристого ангідриду в Редінге була організована мережа з 40 станцій. Така ж кількість станцій розміщена на території Руана і Гавра. У більшості міст Західної Європи встановлено по 1-3 пости, в деяких – до дев'яти [3].

В Україні до 1996 року мережа постів моніторингу нарахувала 171 контрольно-вимірювальний пост (КВП) в 53 містах у віданні Держкомгідромету і 54 стаціонарних, 2010 підфакельних, 602 маршрутних поста до 1993 року у віданні Міністерства охорони здоров'я.

У багатьох роботах [11,12] вказується на економічний підхід як найбільш прийнятний при вирішенні задач раціонального розміщення мережі метеорологічних станцій. Такий підхід, з урахуванням специфіки, можна застосувати і до побудови мережі постів моніторингу забруднен-

ня атмосфери. Суть підходу в наступному [11]. Розглядається деяка область, що має площу S . В цій області встановлено k постів. Для простоти вважається, що вартість утримання кожного поста (C) однакова, отже, загальна вартість утримання постів на розглядуваній площі дорівнює

$$C_{\text{заг}} = C \cdot k. \quad (1.1)$$

Далі в розглядуваній області вводиться критерій неточності інформації (M) при наявності k станцій, спираючись на наступні вимоги:

- 1) величина M дорівнює нулю, коли всі точки області є станціями;
- 2) величина M залежить тільки від густоти мережі станцій k/S та від точності спостережень на них. Надалі вважається, що точність спостережень постійна і M залежить тільки від густоти мережі;
- 3) сума збитків в одиницю часу (B) пов'язана з критерієм неточності M лінійним співвідношенням

$$де \ a' \ i \ b - \text{константи. } B = a' \cdot M + b, \quad (1.2)$$

Ця вимога відноситься саме до вибору критерію M , а не до величини B , відносно якої ніяких властивостей постулювати не можна. Оскільки із зростанням неточності інформації збільшуються і збитки, то $a' > 0$. Додатною є і константа b , оскільки навіть при ідеальній якості поточної інформації можуть існувати збитки, зумовлені, зокрема, помилками прогнозів.

Зі зменшенням густоти мережі до нуля критерій неточності інформації M не зростає до нескінченності, а прямує до деякого граничного значення, зумовленого природною мінливістю величин, що спостерігаються. У цьому випадку максимальні і збитки B

$$B|_{k=0} = B_{\text{max}} = a' \cdot M_{\text{max}} + b. \quad (1.3)$$

Зручно замість величини B розглянути різницю

$$U = B_{\text{max}} - B, \quad (1.4)$$

що становить собою зменшення збитків внаслідок наявності k станцій

$$U = a' \cdot (M_{\text{max}} - M). \quad (1.5)$$

Звичайно, що при відсутності станцій $U=0$, а при ідеальній мережі

$$U = U_{\text{max}} = a' \cdot M_{\text{max}}.$$

Якщо залежність M від числа станцій k відома і якщо відомий параметр a' , то можна представити залежність U від k . Для цього досить розрахувати залежність $M_{\text{max}} - M$ від k , а потім лінійно перетворити

шкалу функцій, перейшовши тим самим по ній від $M_{\text{max}} - M$ до U . При цьому зручно лінійно перетворити і шкалу аргументу, перейшовши за формулою (1.1) від k до сумарної вартості утримання постів C .

Схематичний вигляд такого графіка представлено на рис. 1.1. На ньому проведена також бісектриса координатного кута $U-C$. Якби при малих значеннях аргументу C крива $U(C)$ проходила нижче за бісектрису (рис. 1.1а), то це означало б, що найбільш вигідно взагалі не мати постів.

Тому береться (рис. 1.1б), що

$$\left. \frac{dU}{dC} \right|_{C=0} > 0 \quad (1.6)$$

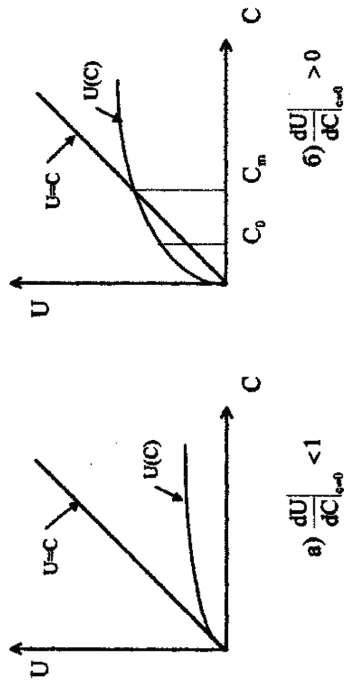


Рис. 1.1 Залежність зменшення збитків U від вартості утримання мережі C .

При наданій залежності M від k і певній вартості утримання кожного поста C умова (1.6) дає нижню межу можливих значень параметра a' . Це означає, що для того, щоб було доцільно мати хоч би одну станцію, необхідно, щоб відповідне зменшення збитків перевищувало вартість утримання поста.

З безмежним зростанням k величина U прагне до U_{max} . Тому, внаслідок умови (1.6), при деякому значенні $C = C_{\text{max}}$ крива $U(C)$ перетнесться з бісектрисою $U=C$. При такій густоті мережі виграти за рахунок наявності інформації в точності дорівнює витратам на утримання мережі, тобто ситуація така ж, як у разі повної відсутності мережі. При $C > C_{\text{max}}$ витрати на мережу перевищують виграти за рахунок наявності інформації. Тому доцільні тільки такі значення густоти мере-

жі, при яких $C < C_{\max}$, зокрема, при $C = C_0$, коли різниця $U - C$ максимальна. В цьому полягає суть економічного підходу до оцінки густоти мережі постів. Для практичної реалізації цього шляху необхідно знати функцію $M(k)$, яка задовольняє перераховані вимоги, а також параметри a' та C .

Крім труднощів у визначенні функції $M(k)$ ця методика має ще один недолік. Збиток для всієї розглядуваної області S визначається як деяка середня величина по всій території і вважається, що мережа розташована рівномірно по всій території у вузлах квадратної або трикутної сітки. Однак збиток на території S може бути розподілений неоднорідно і, отже, нерівномірною мережею, але з меншою кількістю постів, можна добитися такого ж ефекту. Це дуже важливо, враховуючи високу в порівнянні з метеорологічними полями анізотропність і неоднорідність полів забруднення атмосфери.

Найбільше поширення при вирішенні задач оптимізації мережі моніторингу забруднення атмосфери одержав метод, розроблений для оптимізації мережі метеорологічних і аерологічних станцій, в якому використовують імовірно-статистичний підхід [3, 9]. Критерієм оптимізації тут є вимога мінімуму середньої квадратичної похибки відновлення значення концентрації забруднюючої речовини в певній точці простору і в певний момент часу. Виходячи з цієї вимоги визначається оптимальна відстань між постами. Метод було вперше запропоновано в роботах О.А. Дроздова і А.П. Шетелевського [14, 15] і надалі істотно узагальнено та доповнено стосовно мережі метеорологічних станцій і мережі постів моніторингу забруднення атмосфери.

У [9] представлені деякі результати статистичного аналізу поля концентрацій сірчистого газу, отриманого завдяки спостереженням за допомогою автоматичних газоаналізаторів ГАП-1 в повітряних басейнах міст Ленінград і Запоріжжя в 1971–1972 рр. Зокрема, були зроблені оцінки репрезентативності даних спостережень в окремих точках. У роботі виконані розрахунки необхідної густоти мережі контролю-вимірювальних постів в місті за кореляційною функцією при інтерполяції (лінійній і оптимальній) концентрації домішок в центр деякого осередку з постами, розташованими у вигляді n -кутника. Середня квадратична похибка лінійної інтерполяції в цьому випадку визначалась за формулою

$$E_n^{lin} = \sigma \sqrt{1 - 2 \mu(\rho) + \frac{1}{n} \left[\eta^2 + \sum_{i=1}^n \mu(2\rho \sin \pi \frac{i-1}{n}) \right]}, \quad (1.7)$$

$$\rho = \sqrt{2S / (n \sin \frac{2\pi}{n})}, \quad (1.8)$$

де ρ – відстань від центра правильного n -кутника до його вершини;
 S – площа осередку, утвореного постами спостережень, що розташовані в кутах n -кутної регулярної сітки;

$\mu(\phi)$ – значення нормованої автокореляційної функції концентрації домішки;

σ – середньоквадратичне відхилення концентрації домішки;

η – міра похибки спостережень, віднесена до середньоквадратичного відхилення.

Результати виконаних досліджень показали, що навіть при великій кількості постів і малих відстанях між ними, значення концентрацій домішок в кожний момент часу виходять зі значною похибкою через реальну похибку вимірювань, яка більше від вимірюного значення концентрації. Тому істотне збільшення густоти мережі і зменшення відстані між постами лише невеликою мірою підвищує точність оцінок просторового розподілу рівня забруднення. Більш важливо підвищити точність вимірювань.

Для оцінки похибки оптимальної інтерполяції застосовувалась формула

$$E_n^{opt} = \sigma \sqrt{1 - n \frac{\mu(\phi)}{\eta + \sum_{i=1}^n \mu(2\rho \sin \pi \frac{i-1}{n})}}, \quad (1.9)$$

де визначення параметрів аналогічно (1.7) і (1.8).

Було показано, що оптимальна інтерполяція дозволяє більш точно, ніж лінійна, відновлювати реальну картину поля забруднення. Однак надалі оцінки проводилися за результатами лінійної інтерполяції, тому що при малих значеннях похибки вимірювань і досить густій мережі постів різниця виявилась незначною. Формули (1.7) і (1.9) справедливі лише в припущенні однорідності та ізотропності поля концентрації відносно просторової кореляції. В цьому випадку поле можна охарактеризувати однією автокореляційною функцією $\mu(\phi)$. Крім того, передбачалося, що випадкові похибки вимірювань не корелюють ні одна з одною, ні зі значеннями концентрацій. Було також надано оцінку густоти мережі постів

$$g = -\frac{S}{n} k_n, \quad (1.10)$$

де S – площа n -кутного одиничного осередку регулярної сітки;

k_n – коефіцієнт, що враховує тип сітки: $k_n = 1/2, n = 3; k_n = 1, n = 4;$

$k_n = 2, n = 6$.

В результаті було показано, що для відновлення поля разової (період осереднення 20-30 хвилин) концентрації сірчистого ангідриду, навіть з досить великою похибкою, потрібно декілька десятків постів. Більше того, істотне збільшення густоти мережі не забезпечує прийнятної (хоч би менше за 30% від σ) похибки інтерполяції.

На основі цих результатів було зроблено висновки, що за вимірюваннями в окремих точках практично неможливо уявити загальну картину поля разових концентрацій з похибкою, істотно меншою від мінливості σ самої разової концентрації. Однак у висновках автори [9] висловили припущення, що просторовий зв'язок концентрацій за інтервали осереднення, більші ніж 20 хвилин (наприклад, за 1,2 або 3 години і більше), істотно вищий за рахунок згладжування високочастотних пульсацій, тобто дійсне поле концентрацій за такі інтервали може бути відновлене з меншою похибкою, ніж поле разових концентрацій, і, як наслідок, зменшиться необхідна кількість постів спостережень. Також було відзначено, що пряме перенесення «метеорологічного» підходу на мережу постів моніторингу забруднення атмосфери без урахування особливостей поля, що аналізується, таких як відхилення від однорідності та ізотропності, структури розташування джерел викидів, мікрометеорологічних особливостей району, не зовсім коректне.

Можна також зазначити, що при використанні «метеорологічного» підходу пости моніторингу жорстко прив'язуються до вузлів регулярної сітки. При розміщенні постів на місцевості така жорстка прив'язка не завжди може витримуватись.

У роботі [13] зроблена оцінка просторово-часових характеристик опорної мережі контролю забруднення атмосфери на основі «метеорологічного» підходу. Як критерій репрезентативності використується вираз

$$Z_{\text{min}} = E_{\text{min}} / \bar{q}, \quad (1.11)$$

де $\bar{q}$ – середня концентрація;

E_{min} – похибка лінійної інтерполяції.

В тому випадку, коли коефіцієнт варіації $V = 1$, значення ε_{min} і Z_{min} співпадають, бо $Z_{\text{min}} = \varepsilon_{\text{min}} V = E_{\text{min}} / \bar{q}$. При розрахунках використовувалось значення $\eta^2 = 0.125$, розраховане для шістьох міст. Щоб задовольнялася умова $Z_{\text{min}} = 50\%$, пости опорної мережі допустимо розташовувати на відстані 8-10 км один від одного, навіть якщо коефіцієнт варіації приблизно дорівнює одиниці. При більшій мінливості в часі ($V > 1$) пости опорної мережі потрібно розташовувати на менших відстанях.

Для характеристики середнього рівня забруднення повітря на території, що розглядається, дані спостережень на окремих постах осереднювались у просторі. У випадку, коли кореляційна функція лінійна, похибка обчислення середнього по площі S за даними спостережень одного поста, описується формулою [13]

$$\varepsilon_{\text{осер}}^2(S, l) = \eta^2 + 0.245 \frac{\sqrt{S}}{l_0}, \quad (1.12)$$

Відносна середньоквадратична похибка визначається за формулою

$$Z_{\text{осер}} = \varepsilon_{\text{осер}} V = \frac{E_{\text{осер}}}{\bar{q}} = V \eta \sqrt{1 + \frac{0.245 \sqrt{S}}{l_0 \eta^2}}, \quad (1.13)$$

де S – розмір площі, в центрі якої розташовано пост;

l_0 – радіус кореляції, інші параметри див. (1.7), (1.11).

При виведенні оцінок (1.12) і (1.13) осереднення виконувалось за квадратами зі стороною $l = \sqrt{S}$.

Також у [13] показаний вплив тимчасової мінливості V і похибки вимірювання η на похибку визначення середнього $Z_{\text{осер}}$ за даними одного поста. Як і очікувалось, $Z_{\text{осер}}$ трохи змінюється із збільшенням площі S , навіть при коефіцієнтах варіації, близьких до одиниці. Було зроблено висновок, що середньомісячні значення концентрації домішки, одержані на мережі середньої густоти, можуть бути репрезентативними без осереднення по площі, навіть при досить значній мінливості в часі. Порівняння похибок інтерполяції й осереднення при однаковій густоті мережі дозволило зробити висновок про те, що точність інтерполяції істотно менше ніж точність визначення середнього по площі, тобто якщо кількість постів забезпечує необхідну похибку інтерполяції в проміжні точки, то цієї кількості постів досить для представлення середнього на території.

Було також вказано [13], що зроблені висновки відносяться до однорідного та ізотропного поля. В тому випадку, коли поле аналізованої величини істотно неоднорідне, потрібно провести виділення умовно-однорідних районів. Якщо поле концентрацій істотно анізотропне, то пости бажано розташовувати таким чином, щоб вони утворювали витягнуті в напрямі анізотропії елементарні області. Однак, якщо анізотропія не перевищує коефіцієнта витягнутості рівного двом, то її вплив на похибку осереднення не дуже великий і його можна не враховувати при побудові мережі постів спостережень.

Потрібно зазначити, що цей підхід запропоновано для оптимізації мережі опорних постів спостережень. Опорні пости виділяються з числа стаціонарних постів і призначені для виявлення довготривалих змін вмісту основних або найбільш поширених забруднюючих речовин, причому для кожної речовини може бути вибрана своя мережа.

Застосування «метеорологічного» підходу передбачає оптимізацію по одній конкретній речовині. На постах моніторингу забруднення атмосфери можуть одночасно вимірюватися концентрації дванадцяти і більше інгредієнтів [6]. Оптимізація лише для одного з них абсолютно не відповідає вимогам підвищення ефективності роботи мережі постів моніторингу. Цей підхід також передбачає наявність досить великого обсягу задалегідь накопиченої інформації про концентрації того або іншого інгредієнта, тобто, фактично, може застосовуватись лише для оптимізації вже існуючої в місті мережі, хоча при цьому не враховує перспективу розвитку міста. Цей підхід не можна застосовувати для міст, в яких відсутня мережа постів спостережень.

Існують і інші підходи до оптимізації мережі постів моніторингу забруднення атмосфери.

Щоб визначити необхідне число постів, Штратман і Розін [16] зробили статистичний аналіз даних вимірювань на 20-ти постах. На основі відмінностей в рівнях забруднення і значеннях його дисперсій зроблено висновок, що необхідно встановлювати пости рівномірно на території міста з розрахунку один пост на 4 км². Однак при цьому не враховувався вплив похибок вимірювань концентрацій.

Ще один підхід може бути використаний в задачі про оптимальну кількість постів. Використання тривалого ряду спостережень на ве-

ликому числі постів дозволяє оцінити похибку у визначенні концентрацій домішки шляхом поступового виключення даних вимірювань на окремих постах. Таким чином проводиться аналіз зміни концентрацій сірчистого ангідриду в Редінге [3]. Найбільш повну картину розподілу концентрацій домішки на території міста давали спостереження на сорока постах. З даних спостережень вибиралися результати вимірювань на будь-яких десяти постах і визначався характер розподілу домішки. Одержані поля середніх концентрацій істотно різнилися між собою, але у всіх випадках добре простежувалася область найбільших концентрацій домішки в центрі міста. Порівняння розподілу середніх концентрацій домішки в місті при сорока постах за два роки показало, що відмінність в полі концентрацій зумовлена впливом метеорологічних умов. Встановити необхідне число постів виявилось досить важко. Основна причина полягала в тому, що концентрації домішок визначаються завжди з деякою похибкою, в цьому випадку 10-15%. Тому відмінності в розподілі забруднення атмосфери, можливо, пов'язані не з дійсними відмінностями в полі концентрацій, а з похибками приладів.

У роботах [17, 18] за даними спостережень на тридцяти постах в Парижі розглядається розподіл концентрацій домішок між сусідніми постами за кожну добу. Було зроблено висновок, що можна виключити ті пости, дані спостережень на яких корелюють з даними спостережень на інших постах, і 85% інформації цих постів представити результатами вимірювань на інших постах. Виявилось, що можна виключити 15 з 30 постів, причому втрата інформації буде не більше ніж 20%.

При побудові мережі постів моніторингу в місті Нашвілл (США) [3, 7] була застосована методика поступового наближення до оптимальної кількості постів контролю чистоти атмосфери. В початковий період на території міста (29 миль²) було організовано 119 постів для відбору проб. Надалі, з обробкою матеріалів з'ясувалось, що проби, відібрані на ряді постів, добре узгоджуються за величиною концентрацій. Тоді з цих постів залишався один, найбільш характерний, а інші закривалися. Таким чином було знайдено оптимальне число постів відбору проб. Такий спосіб дозволяє виявити найбільш репрезентативні місця відбору для певного району міста, але він дуже трудомісткий, витратний і абсолютно не враховує перспективи розвитку міста.

Аналіз інформації про стан забруднення повітря на території міст показує, що в кожний певний момент часу поле концентрації домішок має складний вигляд з багатьма ділянками підвищених концентрацій. Чим більше період осереднення, тим однорідніша картина розподілу осереднених концентрацій. Цей висновок знайшов своє підтвердження і в роботі [9].

Для вирішення задач щодо оптимальної кількості постів спостережень В.Г.Дугінов і Е.А.Бірман [19] спробували визначити об'єктивний критерій інформативності. Інформативність визначається сумою відомостей з постів. Однакові відомості, що надходять з кількох постів, враховуються один раз. Оскільки на ряді постів середні концентрації домішки близькі між собою, то й інформативність при використанні даних багатьох постів не збільшується; вона зростає лише від збільшення відомостей про концентрації більшого числа домішок. Вважається також, що інформативність вище при більш високому рівні забруднення. Однак такий підхід не дозволяє встановити кількість постів, які визначають найбільшу інформативність.

Існує також ряд підходів, розроблених в рамках системи АСКНС. В залежності від критерію, взятого при оптимізації розміщення АСКЗА, ці підходи можна розбити на три основні групи.

До першої групи можна віднести підходи [20, 21], засновані на розбитті розглядуваної території на зони, які мають характерні ознаки. Для цього використовуються різного роду міркування, виражені як в якісній, так і в кількісній формі.

На основі аналізу річних градієнтів концентрації оксиду вуглецю на окремих станціях Нью-Йорка і на всій національній мережі США пропонується [21] стандартизована система вибору ділянок контролю забруднюючих речовин (ЗР). Всі станції розділяються на шість типів: А – для контролю ЗР в центральній частині міста на відстані 0.5 м від автостради з інтенсивним рухом (більше ніж 10 тис. авто-машин за добу, які рухаються зі швидкістю менше ніж 24,1 км/год); В – для контролю ЗР в зеленій зоні центральної частини міста на відстані 100 м від автомагістралі зі середнім рухом до 500 машин за добу; С – для контролю ЗР у житлових районах і приміських зонах; Д – пошти, суміщені з мезомасштабними метеостанціями; Е – для контролю фонового забруднення повітря в позаміських непромислових районах; F – для контролю ЗР окремих джерел.

У роботі [20] для визначення числа АСКЗА у виділеній зоні пропонуються наступні співвідношення:

$$\left. \begin{aligned} N &= N_x + N_y + N_z \\ N_x &= \frac{0.0965(S_{\max} - S_{\text{дон}})P_x}{S_{\text{дон}}} \\ N_y &= \frac{0.0096(S_{\max} - S_{\min})P_y}{S_{\text{дон}}} \\ N_z &= 0.004P_z \end{aligned} \right\}, \quad (1.14)$$

де N – число АСКЗА в зоні;

P_x, P_y, P_z – площа зон (км^2), де значення концентрації домішок можуть бути вище, ніжче або дорівнювати фоновим концентраціям;

$S_{\max}, S_{\min}, S_{\text{дон}}$ – відповідно максимальні, мінімальні та допустимі значення концентрації речовини (мг/м^3), яка забруднює визначену зону.

Загалом ці підходи, крім суб'єктивності вибору зон або ділянок контролю, абсолютно не вирішують питання щодо вибору конкретного місця установки поста на території. До того ж, при цих підходах не враховується можливість одночасного вимірювання досить великої кількості домішок на постах.

В основу методик [4, 22], які можна віднести до другої групи, покладено вимогу максимальної чутливості систем контролю до потужності викидів найбільш важливих джерел забруднення або вимогу можливості контролю кожного джерела викиду при будь-якому напрямі вітру. Мережі, побудовані за вказаними методиками, називають «орієнтованими на джерело» або «підфакельними». Подібні мережі станцій призначені для вирішення задач своєчасного виявлення аварійних і залпових викидів, реалізації заходів щодо запобігання небезпечних рівнів забруднення атмосфери при несприятливих метеорологічних умовах.

При проектуванні мережі постів контролю, орієнтованої на джерела промислових викидів, найбільш обґрунтованим видається критерій, запропонований в [22, 23]. Суть цього критерію в наступному. Станції контролю повинні розміщуватися таким чином, щоб одержані на них дані були максимально чутливі до змін рівня викидів основних джерел забруднення. Поняття «основні джерела» суб'єктивне; зазвичай

«основними» вважають джерела, сумарний викид яких становить 80-90% від загального викиду в регіоні. Як критерій оптимізації запропоновано функціонал [23]

$$H = \sum_{k=1}^M \sum_{l=1}^L \Lambda^T(x_k, y_k, 0, t_l)^T B^T N^{-1} B \Lambda(x_k, y_k, 0, t_l), \quad (1.15)$$

де M – число станцій;

L – довжина ряду досліджень;

T – знак транспонування;

B та Λ позначають слід матриць $B = \begin{pmatrix} \square q \\ \square C \end{pmatrix}$ та $\Lambda = \begin{pmatrix} \square q \\ \square C \end{pmatrix}$ (Λ називають функцією якості);

q – концентрації, одержані за допомогою розрахункової моделі;

C – концентрації за даними спостережень;

Q – потужність джерел викидів;

N^{-1} – обернена матриця дисперсії нев'язок, одержана за результатами спостережень та розрахунків за моделлю.

Також запропонована система рівнянь чутливості

$$\frac{\square \Lambda_i}{\square t} = \frac{\square f_i}{\square C} \Lambda_i + \frac{\square f_i}{\square C} \left(\frac{\square \Lambda_i}{\square x} \right) + \frac{\square f_i}{\square C} \left(\frac{\square \Lambda_i}{\square y} \right) + \dots + \frac{\square f_i}{\square C} \left(\frac{\square \Lambda_i}{\square z^2} \right) + \frac{\square f_i}{\square C} \left(\frac{\square \Lambda_i}{\square z^2} \right) \frac{\square \Lambda_i}{\square z^2} + \frac{\square f_i}{\square C} \left(\frac{\square \Lambda_i}{\square z^2} \right) \frac{\square f_i}{\square Q_j}, \quad (1.16)$$

$$\Lambda_i(x, y, z, 0) = \Lambda_0(x, y, z), \quad (1.17)$$

$$\frac{\square \Lambda_i}{\square z} = \beta_i \Lambda_i \quad \text{при } z = 0, \quad (1.18)$$

$$\Lambda_i \rightarrow 0 \quad \text{при } x^2 + y^2 \rightarrow \infty, \quad (1.19)$$

де Q_j – потужність j -того джерела, що емітує i домішок;

f_i – диференціальне рівняння переносу домішки,

β_j – характеристика взаємодії даної домішки з підстильною поверхнею.

Шляхом розв'язання системи (1.16)–(1.19) визначаються координати (x, y) M станцій контролю. Для визначення кінцевих координат АСКЗА ітераційно максимізується функціонал (1.15), враховуючи умови обмеження на щільність розташування АСКЗА,

$$\left[(x_k - x_j)^2 + (y_k - y_j)^2 \right]^{1/2} \geq \varepsilon, \quad (1.20)$$

де $(x_k, y_k)(x_j, y_j)$ – координати сусідніх станцій;

ε – оцінка мінімально можливої відстані між станціями.

Цей алгоритм дозволяє враховувати як похибку спостережень, так і похибки моделі розповсюдження домішки. Однак вони враховуються лише в точках спостережень, що може істотно вплинути на розташування постів при використанні відкоригованих полів концентрацій. Існуючі точки розміщення постів при досить великих похибках моделі можуть виявитися задалегідь переважаними. Вказівки щодо врахування похибок моделі в точках, які не мають постів спостережень, цей підхід не містить. Не враховані також соціально-економічні чинники, що мають важливе значення при організації мережі постів моніторингу.

Інший перспективний викладений в [4, 24] підхід, пов'язаний з формуванням аналітичної моделі розбудови, орієнтованої на джерело в мережі контролю, яке використовує принцип максимізації суми чинників охоплення всіх джерел викидів. Характерною рисою цієї методики є те, що вона може бути спрощена при недостатній апріорній інформації про джерела викидів і метеоумови та може ускладнюватися з появою додаткової інформації. Для вирішення моделі застосовується евристичний підхід, заснований на використанні інформації про розташування джерел викидів.

У [4] використовується підхід, який викладено в [24], але за основу взята модель поширення домішок від джерел викидів [25]. У методичі передбачена мінімізація числа станцій при розрахунку їхніх координат і, крім того, реалізуються процедури визначення зон допустимих відхилень координат станцій від розрахункових і вибору місць установки станцій всередині цих зон з використанням методу фізичного моделювання процесів розсіювання домішок в аеродинамічній трубі.

У відповідності з [26] виділяються групи сусідніх джерел (наприклад віднесені до одного підприємства) і аналізується можливість заміни їх одним джерелом. Визначається середня по місту небезпечна швидкість вітру u^* , причому береться та з небезпечних швидкостей (одержана для кожного джерела, в тому числі і для згрупованого з декілька в один), яка має найбільшу середньорічну повторюваність. Далі всі розрахунки виконуються для цієї швидкості вітру. Для кожного джерела визначається C_{Ma^*} – максимальна концентрація від джерела при швидкості вітру u^* , яка досягається на максимальній відстані x_{Ma^*} від джерела.

Подальші розрахунки проводяться для восьми напрямів вітру. Перевірка приналежності вибраної точки з координатами (x, y) до зони впливу k -го джерела з координатами (s_k, t_k) при n -му напрямі вітру здійснюється таким чином.

Обчислюються значення [4]

$$\rho = (x - s_k) \cos(270 - D_n) + (y - t_k) \sin(270 - D_n), \quad (1.21)$$

де $D_n = 45(n - 1)$ в градусах.

$$\zeta = \sqrt{(x - s_k)^2 + (y - t_k)^2} - \rho^2. \quad (1.22)$$

Далі перевіряються умови

$$\rho > \rho_{КСЗ}, \quad (1.23)$$

$$C_{Ma^*k} = S_1(\rho / x_{Ma^*k}) S_2(\zeta / x_{Ma^*k}) \geq 0.5 ГДК, \quad (1.24)$$

де

$$S_1(\eta) = \begin{cases} 3\eta^4 - 8\eta^3 + 6\eta^2 & \text{при } \eta \leq 1 \\ 1.13 / (0.13\eta^2 + 1) & \text{при } 1 < \eta \leq 8, \\ \eta / (3.58\eta^2 - 35.2\eta + 120) & \text{при } \eta > 8 \end{cases} \quad (1.25)$$

$$S_2(\eta) = (1 + 6.4u \eta^2)^{-1} (1 + 28.2u^2 \eta^4)^{-1}, \quad (1.26)$$

де $\rho_{КСЗ}$ – радіус санітарно-захисної зони k -го джерела;

S_1, S_2 – емпіричні функції, які визначають розповсюдження факела.

Величина 0,5ГДК визначається мінімальною чутливістю методи-ки вимірювання, яка нормується. Якщо умови (1.23), (1.24) викона-но, то обрана точка належить області впливу k -го джерела при n -му напрямку вітру за умови $\zeta \leq y_{Ma^*k}$, де $y_{Ma^*k} = \eta_k^* x_{Ma^*k}$, а η_k^* – розв'язок рівняння

$$S_2(\eta_k^*) = C_{Ma^*k}^{-1} 0.5 ГДК, \quad (1.27)$$

Вибір місць установок станцій контролю виконується таким чи-ном. В системі координат ХУ наноситься на план міста рівномірна сітка з кроком

$$h^* = 0.2 \frac{1}{K} \sum_{k=1}^K y_{Ma^*k}^* \quad (1.27)$$

де k – номер джерела;

K – загальна кількість джерел.

Вузли сітки, що знаходяться в межах міста, вважаються потенцій-ними точками установок постів контролю. Далі розглядаються тіль-ки ці вузли. Перевіряється приналежність вузла (i, j) до зони впли-ву k -го джерела при n -му напрямку вітру (така зона позначається Ω_{kn}). Таким чином для кожного вузла сітки утворюється список пар, $(k_1, n_1), (k_2, n_2), \dots, (k_l, n_l)$, де пара (k, n) присутня в списку (i, j) -го вузла, якщо останній міститься в Ω_{kn} . Число пар l_{ij} в списку (i, j) -го вузла на-зивається індексом вузла.

Для кожного вузла сітки розраховується значення q_{ij} за формулою

$$q_{ij} = \sum_{n=1}^8 \sum_{k=1}^K c_{ij}(k, n, u^*) P_n, \quad (1.29)$$

де P_n – повторюваність n -го румбу вітру за рік, %;

$c_{ij}(k, n, u^*)$ – концентрація домішок від k -го джерела при n -му на-прямі вітру та швидкості u^* в точці (i, j) .

Величина q_{ij} є середньорічна концентрація в точці (i, j) при постій-ній швидкості вітру. В результаті кожному вузлу сітки (i, j) відповідає список пар $\{(k, n)\}$, довжини l_{ij} (індекс вузла) і значення q_{ij} . Далі ви-бирається сукупність вузлів з максимальним індексом. Якщо такий вузол один, він береться за місце встановлення першого поста. Якщо таких вузлів декілька, за місце розташування поста береться той, для якого значення q_{ij} максимальне. Зі списку пар, що відповідають іншим вузлам, викреслюються ті пари, які містяться в списку вже вибрано-го вузла, при цьому індекси вузлів меншають на число викреслених з них списків пар. Ця процедура закінчується, коли індекси всіх ще вільних від постів вузлів стають рівними нулю.

Можливі точки розташування постів визначаються тільки у вузлах координатної сітки. На практиці далеко не завжди є реальна мож-ливість встановлення постів у вибраних точках. У зв'язку з цим по-винна бути проведена оцінка допустимого відхилення від розрахун-кових точок, які називаються базовими. Областю допустимих місць встановлення постів, яка відповідає (i, j) -й базовій точці, є сукупність точок площини, списки яких включають список базової (i, j) -ї точки. Для кожної базової точки така область визначається у відповідності з наступною процедурою. Квадрат зі стороною $2h^*$ (1.28) з центром в базовій точці розбивається рівномірною сіткою з кроком $h^{**} = 0.1h^*$.

Для кожного вузла нової сітки визначаються, як і раніше, пари (k, n) такі, що цей вузол входить в $\Omega_{k,n}$ зону впливу k -го джерела при n -му напрямі вітру. Таким чином, кожному новому вузлу ставиться у відповідність список пар $(k_1, n_1), \dots, (k_m, n_m)$. Якщо цей список включає список базової точки, то даний вузол входить в область допустимих місць встановлення постів, який відповідає (i, j) -й базовій точці. Область допустимих місць установок визначається як частина площини, обмеженої сукупністю вузлів нової сітки, що входять в цю область.

Використання в описаному підході осередненої небезпечної швидкості вітру абсолютно згладжує можливу неоднорідність параметрів джерел викидів. Фактично при такому підході явно нівелюється вплив всіх джерел, для яких небезпечна швидкість вітру не співпадає зі середньою небезпечною швидкістю. Таким чином, контролю може уникнути значна кількість джерел і навіть цілі промислові райони. Ці джерела можуть зумовлювати високий рівень забруднення при «своєї» небезпечних швидкостях вітру, що не співпадають з осередненою. Для виправлення такого положення необхідно більш детальне оброблення метеорологічних чинників. До того ж цей підхід також абсолютно не торкається соціально-економічних питань при оптимізації мережі постів спостережень.

У [27] запропонована кількісна модель розміщення вимірних станцій в просторі й у часі для контролю повітряного басейну міста, яка описується набором параболічних або гіперболічних рівнянь у похідних першого порядку. Як критерій вибору місць установок станцій використовується найбільша чутливість до змін потужності емісії основних джерел викидів. Алгоритм розв'язання задачі носить ітеративний характер. Передбачається, що цілювою функцією, яка підлягає мінімізації, є витрати на регулювання емісії джерел. Ця робота відрізняється від більшості з розглянутих вище врахуванням економічного чинника. Однак викладений підхід раціональний лише у випадку, коли економічні характеристики окремих контрольованих ділянок міста відомі або вони практично однакові, тобто всі ділянки є однорідними. В більшості ж випадків окремі ділянки міста або регіону мають різні показники щодо густоти заселення, житлової забудови, розміщення підприємств, зон відпочинку і т.п. В зв'язку з цим виникає необхідність при виборі місць установок станцій керуватися критеріями, що враховують ці чинники.

Загалом, методики побудови мереж «орієнтованих на джерело», вирішуючи задачу пошуку винуватця забруднення, значно зручують кількість задач, які можна вирішити при використанні стаціонарної мережі спостережень. Для вирішення цієї задачі більш раціонально використовувати пересувні пости спостережень. При цьому стаціонарна мережа спостережень може виступати як основна, дозволяючи при цьому отримувати інформацію для вирішення й інших задач.

При розрахунку координат станцій і загальної їхньої кількості практично важко забезпечити оптимальну структуру мережі контролю через обмеження, які стосуються технічних ресурсів [28]. Тому методика раціонального розміщення станцій контролю повинна включати процедуру мінімізації їхньої кількості. При цьому розрахунковим координатам станцій привласнюється відповідна «вага», за якою вони ранжуються. Як критерій встановлення відповідних вагових коефіцієнтів використовуються: величина збитку [29], сума «чинників перекриття» [30], коефіцієнт інформаційної значущості [31].

Методики, що використовують як вагові коефіцієнти величину відверненого (можливого) збитку, суму «чинників перекриття», і враховують крім характеристик джерел ще й інші чинники: соціальний, економічний і т.п., не є суворо орієнтованими на джерело і їх можна віднести до третьої групи підходів, які використовуються при оптимізації мережі АСКЗА.

Підхід, який пропонує як критерій, мінімізацію всього можливого збитку, що завдається об'єкту, або максимізацію відверненого збитку, викладений в [31]. Величина, що оптимізується, є різницею між можливим збитком заповідним 3Р народному господарству загалом (при даних значеннях концентрації забруднюючих речовин), і залишковим збитком, який може бути заповідний після установок станцій і появою можливості управління залишкових витрат, в цьому випадку такі виникають при визначенні залишкових витрат, в цьому випадку такі ж значні, як і при впровадженні «економічного» підходу при оптимізації метеорологічної мережі.

У [29] запропоновано у разі неможливості визначення залишкового збитку (в зв'язку з великими похибками при прогнозі результатів управління рівнем 3Р через нестачу даних для розрахунку окремих складових збитку) як критерій вибору «характерних» зон розміщення станцій в контрольованому об'єкті використовувати величину можливого збитку.

Площу контролюваного об'єкта поділяють на ряд однорідних ділянок. Ділянки вважаються однорідними, якщо всередині них однакові такі характеристики як густота заселення і щільність забудови, наявність сільськогосподарських, лісових угідь, наявність об'єктів, що спеціально контролюються, а також необхідний рівень надійності контролю і захисту атмосферного повітря. Частину характеристик можна оцінити кількісно, інші повинні визначатись за допомогою експертних оцінок.

Для кожної j -ї ділянки визначаються функції локальних витрат в залежності від концентрації [29]

$$J_{jim}(C_i) = A_{jim} C_i^{b_{jim}}, \quad (1.30)$$

де j – номер ділянки;

i – номер компонента;

m – номер локального збитку;

А та b – коефіцієнти, що визначаються експериментально.

Знаючи розу вітрів даного району, стратифікацію й інші метеопараметри, в залежності від напрямку вітру і густоти розподілу джерел викидів, можна визначити густоту розподілу концентрацій i -го компонента на j -й ділянці можливої установки АСКЗА – $f_j(C_i)$. В цьому випадку можливий збиток j -ї ділянки впливу всіх компонентів за всіма видами локальних збитків запропоновано визначати як

$$J_j = \sum_{i=1}^z \sum_{m=1}^k \frac{A_{jim}}{\sigma_i \sqrt{2\pi}} \int_0^{C_{ip}} C_i^{b_{jim}} \exp \left[-(C_i - \bar{C}_i)^2 / 2\sigma^2 \right] dC_i, \quad (1.31)$$

де $\bar{C}_i$ – математичне очікування концентрації;

i – номер компонента;

j – номер ділянки;

z – число врахованих компонентів;

k – число врахованих локальних збитків;

C_{ip} – граничне значення концентрації, наприклад, максимальне з тих, що раніш реєстрували для i -го компонента;

Значення інших величин надані в [29].

Якщо можливість підрахунку залишкового збитку відсутня, то потрібно ранжирувати ділянки по J_j , визначаючи тим самим місце розташування станції.

На жаль, автори [29] не вказують шляхи і способи визначення коефіцієнтів A і b . До того ж, ця методика дозволяє оптимізувати

тільки розміщення постів спостережень, тоді як питання визначення оптимальної кількості постів не розглядається. Кількість постів задається априорі.

При наявності методики розрахунку ефективності АСКНС і величини залишкового збитку можна застосувати більш довершений метод вибору місць установок станцій при їх обмеженій кількості. Цей спосіб [32] дозволяє враховувати вплив слабких джерел ЗР, не дозволяючи більш потужним «заглушати» їх. Суть його полягає в наступному.

Сумарний соціально-економічний ефект від функціонування автоматизованої системи контролю й управління рівнем забруднення повітря визначається рівнянням [32]

$$E_{ACU} = E_{ACK} + E_{peg} + E_{yup}, \quad (1.32)$$

де E_{ACK} – ефект за рахунок використання автоматизованої системи контролю для заміни ручних методів вимірювання рівня забруднення повітря;

E_{peg} – ефект за рахунок застосування АСКЗА для встановлення оптимальних форм регулювання емісії визначених інгредієнтів при перевищенні допустимого рівня забруднення повітря;

E_{yup} – ефект від застосування оптимальних дій щодо охорони повітря в складі автоматизованої системи управління при використанні фактичної та прогностичної інформації АСКЗА.

Перша складова правої частини рівняння (1.32) визначається техніко-економічною ефективністю комплексу технічних засобів АСКЗА, дві інших – приведені до одиниці сумарного забруднення витратами на заходи щодо охорони атмосфери. Вказані чинники пов'язані між собою через репрезентативність одержаної інформації про забруднення повітря достовірністю оперативної оцінки ступеня сумарного забруднення і прогнозу його рівня. Початковою передумовою їхньої оптимізації є раціональний вибір кількості периферійних контрольно-вимірювальних станцій і розміщення їх на площі.

При визначенні параметрів мережі КВП повинні враховуватися, з одного боку, матеріальні витрати на створення та експлуатацію АСКЗА, з іншого – визначений рівень помилки в оцінці ступеня забруднення повітря і пов'язаний з цим збиток.

На основі вищесказаного була запропонована наступна лінійна модель однокомпонентного k -го забруднювача [32].

Контрольований об'єкт, що розбивається на M елементарних площ S_i ($i=1,2,3,\dots,M$) з ідентифікацією властивостей елементарної області в її центрі. В кожній S_i задана кількість викидів a_i^k і може бути визначена відповідна елементарна відносно масова концентрація $c_i^k = (a_i^k / v_i) / \rho_i$.

У малонаселених районах S_i має розмір ($d \times d$) одиниць довжини. В густо заселених районах мережа S_i повинна бути густиною з осередком розміром $\left(\frac{d}{r} \times \frac{d}{r} \right)$ одиниць довжини. Максимально густою сіткою буде у високо промислових районах з потужною емісією забруднювачів. Для визначення r ($r \geq 1$) можна використати найпростішу математичну модель, наприклад, [30]:

$$r = r_1 = \alpha N_1, \quad (1.33)$$

$$r = r_2 = \alpha N_2 + \sum_{i=1}^n \beta_i M_i, \quad (1.34)$$

$$r = r_3 = (N_1 r_1 + N_2 r_2) / (N_1 + N_2), \quad (1.35)$$

де N_1 – середня кількість населення на площі d^2 ;
 α – емпіричний коефіцієнт, визначений географією, конфігурацією забудови, особливостями циркуляції та застійних явищ у приземному шарі атмосфери;

N_2 – максимальна кількість населення в районі d^2 в робочі години;
 n – число підприємств в d^2 ;

M_i – загальна маса забрудненого повітря, яка викидається кожним з n підприємств;

β_i – емпірично визначений осереднений коефіцієнт забруднення, який залежить від потужності підприємства та очисних споруд.

Для спрощення розрахунку економічного збитку слід дотримуватись формули

$$S_i c_i^k = const = T, \quad (1.36)$$

де S або T вибирається довільно, що дозволяє врахувати такі чинники як однорідність поля викидів, топографічні особливості місцевості, розміщення промислових і житлових будівель і т.п. При врахуванні впливу L ($L > 1$) забруднювачів елементарні зони для різних інгредієнтів повинні співпадати.

$\in m \leq M$ пунктів, які необхідно розмістити. $\in$ загальна кількість (маса) b^k k -го інгредієнта, що викидається в атмосферу,

$$b^k = \sum_{i=1}^M a_i^k. \quad (1.37)$$

$\in$ матриця Π_{ij}^k величин збитку від не установки станцій в точці j по відношенню до точки i при певному рівні k -го інгредієнта в точці i . Такий збиток можна обчислити шляхом інтегрування збитку вздовж елементарного коридору від точки i до точки j . Інтегральна величина Π_{ij}^k визначається за формулою

$$\Pi_{ij}^k = \sum_{l=i}^j (\Pi_l^k - \Pi_j^k), \quad i=1,2,\dots,M \quad j=1,2,\dots,N \quad (1.37)$$

де підсумовування по l виконуються найкоротшим шляхом від i -ї зони до зони j , в якій знаходиться станція.

Відома величина g^k , що характеризує вартість установки і експлуатації станції в точці j в залежності від кількості та складу компонентів забруднення повітря, на контроль яких вона розрахована.

Відома функція k_m^k , що характеризує величину капітальних витрат (які не входять в g_j^k) на будівництво АСКЗА і функціонування системи управління. Шукана матриця X_{ij}^k – матриця реєстрації відносної масової концентрації k -го інгредієнта в точці j від викиду в елементарній зоні i .

Задача оптимізації кількості станцій і їхнього розташування формулюється таким чином. Шукається

$$\min \left[\sum_{j=1}^m \sum_{i=1}^M \Pi_{ij}^k X_{ij}^k + \sum_{j=1}^N g_j^k + k_m^k \right], \quad (1.39)$$

при обмеженнях

$$\sum_{j=1}^N X_{ij}^k \leq c_i^k, \quad i=1,\dots,M, \quad (1.40)$$

$$\sum_{i=1}^M X_{ij}^k V_i \rho_i \leq b^k \quad j=1,\dots,m, \quad (1.41)$$

$$x_{ij} \geq 0 \quad i=1,\dots,M \quad j=1,\dots,m, \quad (1.42)$$

При розрахунку впливу декількох компонентів забруднення повітря шукається відповідно

$$\min_{k^L} \sum_{k=1}^L \left[\sum_{j=1}^m \sum_{i=1}^M \mathcal{U}_{ij}^k X_{ij}^k + \sum_{j=1}^N s_j^k + k_m^k \right], \quad (1.43)$$

за таких же обмежень.

Вирішення задач типу (1.39) та (1.43) методом послідовних розрахунків дозволяє знайти оптимальну підмножину $m \leq M$ шляхом розрахунку лише незначної частини всіх можливих варіантів. Після знаходження значень X_{ij}^k при відомому (заданому) загальному числі M , визначається m точок з найбільшими значеннями $\sum_{i=1}^M \mathcal{U}_{ij}^k$, які характеризують найбільш репрезентативні місця установки станцій контролю.

Методика [32], як і в попередньому випадку, дозволяє оптимізувати тільки розміщення постів спостережень, а питання визначення оптимальної кількості постів не розглядається. Кількість постів задається априорі. До того ж, велика кількість емпіричних коефіцієнтів, що використовуються при розрахунках, значно впливає на реалізацію даної методики.

Такі основні підходи до побудови і вдосконалення мереж постів моніторингу забруднення атмосфери і автоматизованих станцій контролю забруднення атмосфери в нашій країні і за кордоном. Кожен з них має свої переваги і недоліки. Економічний підхід, хоча і є найбільш правильним, але є і найменш здійснимим, оскільки точне визначення збитку при відсутності або наявності поста спостережень є досить важкою задачею через велику кількість чинників, що впливають. Використання «метеорологічного» підходу при оптимізації мережі постів спостережень істотно обмежується неоднорідністю та анізотропністю полів концентрацій ЗР. Він також є досить витратним, оскільки потребує великого обсягу заздалегідь накопиченої інструментальними методами початкової інформації. Найбільш перспективними, принаймні на цей час, вважаються методики, які використовують різні показники, що характеризують збиток (можливий або відвернений) як критерій оптимізації. З урахуванням задач, що стоять перед мережею постів моніторингу, соціально-економічні показники, зокрема, збиток, виражений або в явній, або у відносній формі, є найбільш інформативною величиною, яку необхідно використовувати при розробці і оптимізації мережі.

Існуючі підходи до оптимізації мережі постів моніторингу забруднення атмосфери, визначаючи одну єдину оптимальну конфігурацію, не передбачають можливості для оцінки ефективності цієї мережі при зміні різних чинників, що впливають на вибір такої конфігурації. Мінливість же цих чинників, особливо метеорологічних, спричиняє істотну невизначеність при визначенні місць розташування постів мережі. Тому можливість для порівняльної оцінки ефективності мережі при зміні чинників, що впливають на її конфігурацію, є вельми важливою і повинна бути реалізована в методиці оптимального розташування мережі постів моніторингу забруднення атмосфери.

Представлені підходи не торкаються питання побудови мереж постів моніторингу з використанням маршрутних спостережень. Можливість оптимізації розміщення точок зупинки маршрутних постів і створення мереж гнучкої конфігурації є вельми важливою.

Необхідно зазначити, що багато з розглянутих підходів, вирішуючи задачу оптимізації розміщення постів, використовують різні методи визначення полів концентрацій ЗР. Всі підходи, в тому числі і «метеорологічний», які використовують інструментальні методи визначення концентрацій, ніяким чином не можуть врахувати перспективу розвитку тих регіонів, в яких вони використовуються. Найменш витратними можна визнати підходи, що використовують розрахункові методи для визначення полів концентрацій ЗР. Вони також дозволяють враховувати перспективу розвитку регіонів і досить широко використовуються при вирішенні задач оптимізації розташування мережі постів моніторингу забруднення атмосфери.

1.2 Методика оптимального розташування мережі постів моніторингу забруднення атмосфери в промисловому місті

1.2.1 Постановка задачі

При ухваленні рішення щодо розташування мережі постів моніторингу забруднення атмосфери необхідно враховувати невизначеність чинників, що істотно впливають на конфігурацію мережі. Високий ступінь мінливості саме метеорологічних факторів, що впливають на забруднення території і, як наслідок, на конфігурацію мережі, обумовлює високий ступінь невизначеності при прийнятті рішень щодо розміщен-

ня постів. Найповніше врахування цієї мінливості є необхідною умовою для зниження невизначеності при виборі оптимальної конфігурації мережі. Розглянуті вище підходи, що застосовуються при вирішенні задач оптимізації мережі постів моніторингу, або не враховують, або згладжують цю невизначеність. Визначаючи єдиний варіант розташування постів мережі, ці методи не надають можливості для оцінки отриманого варіанта розміщення при зміні того чи іншого фактора. Така оцінка ко-рисна і при оптимізації стаціонарної мережі і, що особливо важливо, при розробці програм спостережень маршрутних постів.

Питання оптимізації маршрутної мережі, у тому числі і при спільному використанні її зі стаціонарною, у підходах, розглянутих вище, не обговорюються. Однак використання маршрутних постів контролю, особливо при недостатній кількості стаціонарних, може істотно підвищити ефективність роботи мережі постів моніторингу, і, відповідно, ефективність повітряохоронних заходів.

Теорія дослідження операцій надає достатньо розроблені на цей час методи, що дозволяють вирішувати задачі, подібні оптимізації розміщення мережі постів моніторингу забруднення атмосфери в промисловому місті. При цьому основною задачею дослідження операцій є попереднє кількісне обґрунтування оптимального рішення. Ухвалення самого рішення виходить за рамки дослідження операцій і відноситься до компетенції відповідальної особи (чи групи осіб), який надане право остаточного вибору, що цілком відповідає задачі оптимізації розташування мережі постів. При такому виборі відповідальні за нього особи можуть враховувати разом з рекомендаціями, одержаніми за допомогою математичної моделі, ще ряд міркувань (кількісного або якісного характеру), які не можна врахувати при моделюванні. Зауважимо, що при оптимізації розміщення мережі постів моніторингу, та й при вирішенні багатьох інших задач екологічної практики, це є відчутною перевагою, тому що багато дючих факторів, мають високий ступінь мінливості і важко піддаються кількісному обліку.

При організації операції її прагнуть зробити найбільш ефективною [33]. Під ефективністю операції мається на увазі ступінь її пристосованості до виконання задачі, що стоїть перед нею. Щоб судити про ефективність і порівнювати між собою по-різному організовані операції, потрібно мати якийсь числовий критерій оцінки чи показник ефективності. Правильний вибір показника ефективності – необхідна умова корисності дослідження, застосовуваного для обґрунтування рішення.

Найбільш важливою з задач, що стоять перед мережею постів моніторингу забруднення атмосфери, є забезпечення достовірною інформацією осіб, які визначають стратегії і приймають рішення щодо попередження забруднення атмосфери. Показник ефективності мережі (критерій оптимізації) повинен бути визначатись з врахуванням цього. Крім того, що важливо, ефективність роботи мережі постів визначається також і ефективністю використання устаткування. Мережа постів моніторингу забруднення атмосфери має свою специфіку, оскільки на постах одночасно може вимірюватися велика кількість домішок. Неповне, недостатнє відносно можливостей завантаження устаткування знижує ефективності роботи мережі. Тому показник ефективності повинен враховувати і ступінь використання устаткування мережі [34].

Основною задачею цього розділу є представлення методики оптимізації розташування мережі постів (як стаціонарних, так і маршрутних) моніторингу забруднення атмосфери в промисловому місті, заснованої на всебічному аналізі синоптичних ситуацій, з урахуванням соціально-економічних факторів і жорсткого обмеження кількості постів, в умовах невизначеності факторів, що впливають на конфігурацію мережі.

При організації мережі постів моніторингу в промисловому місті на неї накладається досить велике число обмежень. Основне з них – кількість постів. Тут також можна вказати і на можливість підведення електроенергії, і на можливість доступу до поста, і на наявність поблизу водних об'єктів і т.п. Методи теорії дослідження операцій було розроблено саме для вирішення оптимізаційних (варіаційних) задач при наявності обмежень на умови, що фігурують у задачі. Загальних математичних методів визначення екстремумів функцій будь-якого вигляду при наявності довільних обмежень не існує. Однак для випадків, коли функція й обмеження мають визначені властивості, теорія дослідження операцій пропонує ряд спеціальних методів.

З методів теорії дослідження операцій найбільш цікавими, у нашому випадку, є методи лінійного програмування та теорії ігор і статистичних рішень.

За умови лінійної залежності показника ефективності від заданих умов операції і при накладенні обмежень на ці умови також у вигляді лінійних рівнянь (чи нерівностей), методи лінійного програмування дозволяють визначати максимум (чи мінімум) показника ефектив-

ності і, таким чином, визначати найбільш ефективні варіанти операцій. Однак, як зазначалося раніше, крім обмежень, що можуть накладатися на кількість постів, фактори, у першу чергу метеорологічні, які впливають на характер забруднення повітряного басейну міста і від яких, безумовно, залежить показник ефективності, обумовлюють високий ступінь невизначеності при прийнятті рішень з оптимізації розміщення мережі постів моніторингу.

У випадку, коли невідомі фактори, що фігурують в операції, є звичайними випадковими величинами (чи випадковими функціями), розподіл яких, хоча б орієнтовно, відомий, для оптимізації рішення можна застосувати один із двох прийомів:

- штучне зведення до детермінованої схеми;
- «оптимізація у середньому».

Перший прийом застосовується в основному при грубих орієнтовних розрахунках. Другий прийом більш складний та застосовується, коли випадковість невизначених величин дуже істотна і заміна кожної з них її математичним очікуванням може призвести до великих помилок. При обґрунтуванні рішення в умовах невизначеності, що б ми не робили, елемент невизначеності залишається. Тому, замість того, щоб після скрупкульозних розрахунків однозначно вказати одне-єдине, точно оптимальне рішення, завжди краще виділити область прийнятних рішень, що виявляються несуттєво гіршими від інших, якої б точки зору ми не дотримувались. У межах цієї області можуть зробити свій остаточний вибір відповідальні за нього особи. Методи лінійного програмування за своїми можливостями у наданні необхідної для прийняття рішення інформації поступаються методам теорії ігор і статистичних рішень.

У межах самої теорії рішень, як окремі випадки, розглядаються так називані «ігри з природою». Під «природою» розуміється деяка незацікавлена інстанція, «поводження» якої невідомо, але, на разі, не містить елемента свідомої протидії нашим планам. Основним «винуватцем» невизначеності умов задачі оптимізації розміщення мережі постів моніторингу забруднення атмосфери є саме «природа», в якості якої виступають метеорологічні параметри навколишнього середовища, які визначають стан приземного шару атмосфери й умови розсіювання домішок.

Для вирішення гри будується платіжна матриця чи матриця гри — прямокутна таблиця, рядки якої відповідають стратегіям (наборам дій) «природи», а стовпці — стратегіям (наборам дій) гравця. На перетині

рядків і стовпців знаходяться виграші гравця при відповідних стратегіях природи.

Якщо відомі імовірності (Q) станів «природи» $P_1, P_2, \dots, P_n$,

$$Q_i = P(P_i); Q_2 = P(P_2); \dots; Q_n = P(P_n) \quad \left(\sum_{i=1}^n Q_i = 1 \right), \quad (1.44)$$

то за показник ефективності, якого прагнуть перетворити на максимум, беруть середнє значення, чи математичне очікування виграшу з урахуванням імовірності всіх можливих умов. З усіх можливих стратегій гравця вибирається та, для якої визначено показник ефективності

$$A = \max_j \left\{ \sum_{i=1}^n Q_i a_{ij} \right\} \quad (j=1, m), \quad (1.45)$$

де m — кількість стратегій гравця;

n — кількість стратегій «природи»;

Q_i — імовірність i -го стану природи;

a_{ij} — виграш j -ї стратегії гравця при i -му стані «природи».

У цьому разі максимальну стратегію називають оптимальною не в кожному конкретному випадку, а в середньому.

У грі з «природою» може виникнути ситуація, коли матриця виграшів містить свого роду «перекручування», тобто виграш якоїсь стратегії гравця в тому чи іншому стані «природи» більше від виграшу іншої стратегії не за рахунок того, що була обрана більш вдала стратегія, а за рахунок того, що той чи інший стан «природи» більш «вигідний» (має велику повторюваність) для нас ніж інший. З метою представлення «влучності» чи «невдалості» застосування певної стратегії в певній ситуації з врахуванням того, наскільки взагалі ця ситуація сприятлива для нас, в теорії рішень вводиться важливе поняття «ризик».

Ризиком гравця при використанні стратегії A_j в умовах P_i називається різниця між виграшем, який він одержав би, якби знав P_i , і виграшем, що він одержить за тих же умов, застосовуючи стратегію A_j .

Відповідно до визначення

$$r_{ij} = \beta_i - a_{ij}, \quad (1.46)$$

де $\beta_i = \max_j \{a_{ij}\}$ — максимальний виграш в умовах P_i ;

r_{ij} — ризик гравця;

a_{ij} — виграш j -ї стратегії гравця в i -му стані «природи».

При обчисленні ризику, що відповідає кожній стратегії в даних умовах, враховується загальна сприятливість чи несприятливість для гравця даного стану природи: величина β_i є як би мірилом сприятливості стану «природи». Матриця ризиків (r_{ij}) дає зазвичай більш наочну картину невизначеної ситуації, ніж матриця виграшів (a_{ij}).

Необхідно враховувати, що при виборі рішення в умовах невизначеності завжди неминучий елемент сваволі, а отже й ризику. Недостатність інформації завжди небезпечна і за неї доводиться платити. В умовах складної ситуації завжди корисно представити варіанти рішення і їхні можливі наслідки в такій формі, щоб зробити свавільня вибору менш грубим, а ризик мінімальним.

При виборі оптимальної стратегії в умовах невизначеності з відомими ймовірностями можна користатися не тільки середнім вирашем

$$\bar{a}_i = \sum_{j=1}^n Q_j a_{ij}, \quad (1.47)$$

але і середнім ризиком

$$\bar{r}_i = \sum_{j=1}^n Q_j r_{ij}, \quad (1.48)$$

який, зрозуміло, потрібно обернути не на максимум, а на мінімум.

У випадку «гри з природою» при виборі стратегій гравця за умовою (1.45) середній ризик ухвалення невирного рішення автоматично стає мінімальним, тобто стратегія, обрана з умови максимального середнього виграшу, збігається зі стратегією, обраною за умови мінімального середнього ризику.

Методи теорії ігор і статистичних рішень у класі «ігор із природою», ні в чому не поступаючись методам лінійного програмування, у деяких найбільш простих випадках, дають можливість практично знайти і обрати оптимальне рішення. У більш складних випадках ці методи дають допоміжний матеріал, що дозволяє глибше розібратися в складній ситуації й оцінити кожне з можливих рішень з різних точок зору і, у кінцевому рахунку, прийняти рішення, якщо не єдино правильне, то принаймні до кінця продумане. З усіх методів теорії дослідження операцій ці методи є найбільш прийнятними для створення методики оптимізації розміщення мережі постів моніторингу забруднення атмосфери в промисловому місті. Методику, що використовує

методи теорії ігор і статистичних рішень, можна назвати методикою ігрового розташування мережі постів.

1.2.2 Критерій оптимізації

Як зазначалось раніше, найбільш важливою із задач, що стоять перед мережею постів моніторингу забруднення атмосфери, є забезпечення достовірною інформацією осіб, які визначають стратегії і приймають рішення щодо попередження забруднення атмосфери. Критерій оптимізації також повинен враховувати і ступінь використання обладнання мережі.

При вирішенні задачі оптимізації мережі постів моніторингу забруднення атмосфери стратегіями гравця є різні варіанти розміщення постів мережі (надалі стратегії розміщення), що характеризуються як конфігурацією, так і кількістю постів. Як «природа» виступають синоптичні і метеорологічні параметри навколишнього середовища (надалі метеоситуації). Метеоситуація — це сукупність параметрів навколишнього середовища (прєдикторів), що впливають на рівень забруднення повітряного басейну. Як прєдиктори можуть виступати швидкість і напрямки вітру, температура, вологість, наявність інверсій, опадів, туманів і т.д. При цьому важлива статистична забезпеченість обраних сукупностей прєдикторів. З перерахованих параметрів швидкість і напрямки вітру є визначальними в характері забруднення повітряного басейну промислового міста і відповідно у розміщенні постів спостережень.

При прийнятті рішень щодо попередження забруднення атмосфери найбільш інформативною величиною є величина можливого збитку. Методи теорії ігор також пов'язані з поняттям кількісної оцінки збитків (втраг). Тому замість полів концентрацій окремих інгредієнтів, пропонується використовувати поля, що характеризують результуючий збиток від суми домішок, які істотно впливають на забруднення території, з урахуванням соціально-економічних факторів.

В основу виграшу покладений коефіцієнт збитку, він прямо пропорційний збитку, який завдано забруднюючими речовинами, і враховує такі фактори як рівень забруднення, густоти заселення, соціально-економічна цінність території. Кількість факторів, що враховуються, можна збільшити. Для визначення виграшу гравця пропонується наступний алгоритм.

Досліджувана територія розбивається на ділянки регулярною сіткою. Крок сітки вибирається з урахуванням необхідної деталізації

розрахунків (передбачуваних мінімальних відстаней між постами мережі і т.п.). У квадратах, площа яких дорівнює площі квадрата сітки, а центри збігаються з вузлами сітки, визначається середня густина заселення (H_{ij}) і середній бал соціально-економічної цінності території (E_{ij}). Показники E_{ij} можна або взяти аналогічно показникам σ [36], або одержати шляхом експертних оцінок. Подальші розрахунки виконуються по кожній метоситуації (p).

У вузлах сітки визначається концентрація (q_{ij}^p) забудовуючих речовин, яку передбачається контролювати на постах. Найменш витратними способами одержання концентрацій у вузлах сітки можна вважати способи, що використовують розрахункові методи для визначення полів концентрацій забудовуючих речовин. Вони також дозволяють враховувати перспективу розвитку регіонів і досить широко використовуються в екологічній практиці. Інструментальні способи найбільш трудомісткі та витратні, але і більш точні. Ці способи можуть використовуватися і спільно, наприклад, для корегування результатів моделювання, одержаних розрахунковим методом за даними інструментальних спостережень. Вибір того чи іншого способу визначення полів концентрацій або їх спільного використання залежить від наявності достатньої інформації і можливостей сторони, що робить це визначення.

Потім визначається коефіцієнт забруднення Z_{ij}^p і коефіцієнт збитку K_{ij}^p , що характеризує ступінь збитку від забруднення в квадраті, центр якого збігається з вузлом сітки:

$$Z_{ij}^p = \sum_{l=1}^t \delta_l \left(\frac{q_{ijl}^p}{ГДК_{cdl}} \right)^{C_l}, \quad (1.49)$$

$$K_{ij}^p = Z_{ij}^p \left(1 + \frac{H_{ij}}{H_{\max}} + \frac{E_{ij}}{E_{\max}} \right), \quad (1.50)$$

$$\delta_l = \begin{cases} 0 & q_{ijl}^p < 0.5 ГДК_{cdl} \\ 1 & q_{ijl}^p \geq 0.5 ГДК_{cdl} \end{cases}, \quad (1.51)$$

де q_{ij}^p – концентрація l -ї забудовуючої речовини ($ЗР$) для p -ї метоситуації у вузлі сітки (i, j);

$ГДК_{cdl}$ – середньодобова граничнодопустима концентрація l -ї $ЗР$;

C_l – безрозмірний коефіцієнт, що приводить рівень забруднення l -ю $ЗР$ до рівня забруднення речовини третього класу безпеки. Для

речовин першого класу безпеки $C_l = 1.7$; для другого – 1.3 ; для третього – 1.0 ; для четвертого – 0.9 ;

t – загальна кількість домішок що включено до розрахунку;

H_{ij} – середня густина населення (тис.чол./км²);

$H_{\max}$ – максимальна щільність заселення на території, що розглядається;

E_{ij} – безрозмірний показник соціально-економічної цінності ділянки території;

$E_{\max}$ – максимальне значення показника соціально-економічної цінності території, що розглядається.

Коефіцієнт K_{ij}^p (1.50) характеризує відносний збиток від забруднення атмосфери l -ю кількістю домішок з врахуванням заселеності і соціально-економічної значущості території. Він представляє модифікований з врахуванням специфіки побудови мережі постів моніторингу, досить відомий і використовуваний в оперативній роботі вираз для визначення інтегрального показника відносного збитку [3,34]. Коефіцієнт кореляції між відносним збитком і комплексним індексом забруднення атмосфери ($ІЗА$), визначений у [34], виявився досить високим (0.73 ± 0.14). В основу визначення K_{ij}^p також покладений $ІЗА$, який застосовано при визначенні коефіцієнта забруднення Z_{ij}^p . При цьому його було модифіковано, про що буде сказано нижче.

Права частина в дужках (1.50) при визначенні полів відносного збитку дозволяє враховувати ряд факторів, що істотно впливають на ефективність розташування мережі постів моніторингу. При цьому на основне поле забруднення накладаються, з використанням вагових коефіцієнтів, поля збитків, що залежать від заселеності і соціально-економічної цінності території. Поле забруднення атмосфери є «основним» (коефіцієнт 1). Інші фактори модулюють його в залежності від рівня забруднення. Принцип суперпозиції полів відносних коефіцієнтів, що враховують різні фактори, представляється досить реалістичним [31, 32, 34]. Цей принцип використовується, зокрема, при оцінці економічного збитку, заподіяного народному господарству забрудненням навколишнього середовища [36].

Суть модифікації $ІЗА$, що використовується при визначенні Z_{ij}^p , полягає в наступному. Накопичувальна по всіх забруднювачах сума збитку, яка найчастіше використовується в методах оптимізації мереж моніторингу, не відбиває внесок кожного інгредієнта в загальний збиток від забруднення, що неминуче призводить до помилки при

побудові мережі. Ці внески відіграють немаловажну роль при розміщенні постів спостережень. Істотне значення має також можливість одночасного контролю досить великої кількості дімошок на посту. При цьому важливо, щоб концентрації їх були достатніми для визначення. Так, на неопорних стаціонарних і маршрутних постах виміри дімошки не проводяться, якщо протягом року середньомісячна концентрація цієї речовини не перевищує 0.5 ГДК середньодобової [37]. Врахування цього фактора дозволяє більш раціонально розмістити й експлуатувати пости мережі. Цими обставинами і обумовлено введення δ -функції при визначенні коефіцієнта забруднення. По суті, вона є фільтром слабких забруднень і дозволяє уникнути згладжування і перекоордування картини забруднення при підсумовуванні за рахунок дімошок, що мають несуттєві концентрації. Як межа концентрації в δ -функції була обрана величина 0.5 ГДК середньодобової. Можна відзначити, що така модифікація ніяким чином не впливає ні на вигляд, ні на тісноту зв'язку між відносним збитком і ІЗА [34], але, водночас, дозволяє більш раціонально розмістити пости спостережень, підвищуючи ефективність експлуатації мережі.

Для кожної точки сітки в кожній метеоситуації визначається кількість дімошок N_{ij}^p , які «утворюють» коефіцієнт K_{ij}^p

$$N_{ij}^p = \sum_{t=1}^t \delta_t \quad (1.52)$$

«Ціна» точки, що враховує як можливий збиток від забруднення, так і завантаження поста у випадку встановлення його в цій точці, визначається з рівняння

$$C_{ij}^p = K_{ij}^p \frac{N_{ij}^p}{t} \quad (1.53)$$

де K_{ij}^p – коефіцієнт збитку у вузлі (i,j) регулярної сітки в p -й метеоситуації;

N_{ij}^p – число дімошок, що створюють збиток у точці (i,j) у p -й метеоситуації.

На цих полях «цін» і розміщуються пости спостережень у точках, які максимально збігаються з вузлами регулярної сітки. При розміщенні постів мережі можуть використовуватися два підходи: евристичний і формальний. У зв'язку з труднощами врахування великої кількості факторів, що впливають на розміщення поста (наявність електроме-

режі, можливість доступу і т.п.), перевага віддається евристичному підходу. Формальний підхід може використовуватися як попередній і, до того ж, з його допомогою можна, задаючи мінімальну відстань між постами, оцінити необхідну кількість постів мережі для міста.

«Ціна» встановленого поста визначається як

$$C_n^p = \frac{1}{S} \int_{S-S_{\text{уст}}} C^p(s) ds, \quad (1.54)$$

де $C^p(s)$ – «ціна» елементарної площадки в p -й метеоситуації;

S – площа території, «представлена» постом;

$S_{\text{уст}}$ – площа, обумовлена перетинанням площ вже встановленого і передбачуваного до встановлення постів.

Площа S береться рівною площі кола з центром в точці встановлення поста і радіусом, який визначає користувач методики. Якщо пост з усіх боків не закритий досить високими перешкодами, він характеризує забруднення на деякій ділянці території. Площі рекомендовані для розміщення постів, складають: у рівнинній місцевості з розрахунку один пост на 10-20 км² і в пересіченій – 5-10 км². При визначенні радіуса кола, з огляду на високу неоднорідність і анізотропність полів забруднень, найбільш раціонально використовувати найменші радіуси областей просторової кореляції інтегрентів, якщо передбачається контролювати на постах. У випадку їх відсутності доцільно користуватися полями кореляцій, отриманими для міст, подібних за розміщенням джерел викидів, забудовою, розсою вітрів, тобто для міст – аналогів. Осереднення по площі дозволяє зменшити внесок гострих піків забруднення, що мають малу площу і обумовлені, як правило, викидами низьких джерел, а також зменшує ступінь прив'язки поста до визначеної точки сітки при реальному встановленні його на місцевості. Врахування $S_{\text{уст}}$ також дозволяє підвищити інформаційну цінність поста й уникнути предствлення зон підвищених значень полів «цін» надмірною кількістю постів.

Як вираш грація в тій чи іншій метеоситуації, при заповненні платіжної матриці гри використовуються «ціна» стратегії розміщення в p -й метеоситуації, що визначається як

$$C_{\text{cm}}^p = \sum_{i=1}^k C_{ni}^p \quad (1.55)$$

де k – кількість постів у стратегії;

C_{ni}^p – «ціна» i -го поста стратегії в p -й метеоситуації.

Середня, з урахуванням імовірності метеоситуацій, «ціна» стратегії

$$U_{cmi} = \sum_{p=1}^n Q_p U_{cmi}^p \quad (i=\overline{1, m}), \quad (1.56)$$

де n – загальна кількість метеоситуацій;

Q_p – імовірність p -ї метеоситуації;

m – кількість стратегій розміщення постів;

U_{cmi}^p – «ціна» i -ї стратегії розміщення в p -й метеоситуації.

Середня, з урахуванням імовірності метеоситуацій, «ціна» поста

$$U_{ni} = \sum_{p=1}^n Q_p U_{ni}^p \quad (i=\overline{1, k}). \quad (1.57)$$

«Ціна» i -ї стратегії в p -й метеоситуації з урахуванням її імовірності визначається як

$$C_{cmi}^p = Q_p U_{cmi}^p \quad (i=\overline{1, m}). \quad (1.58)$$

Стратегія розміщення характеризується як «ціною» C_{cm}^p так і кількістю постів у стратегії. При цьому питомо «ціна» поста в стратегії

$$C_n^{cm} = \frac{\sum_{p=1}^n C_{cmi}^p}{k}, \quad (1.59)$$

де C_{cm}^p – «ціна» стратегії в p -й метеоситуації з урахуванням імовірності цієї метеоситуації.

З розроблених стратегій розміщення вибирається та, для якої показник ефективності, що використовується як критерій оптимізації, задовольняє умову

$$A_i = \max_i \{U_{cmi}\} = \max_i \left\{ \sum_{p=1}^n Q_p U_{cmi}^p \right\} \quad (i=\overline{1, m}), \quad (1.60)$$

При використанні матриці ризиків оптимальна стратегія вибирається за умови

$$R_i = \min_i \{R_{cmi}\} = \min_i \left\{ \sum_{p=1}^n Q_p R_{cmi}^p \right\} \quad (i=\overline{1, m}), \quad (1.61)$$

де R_{cmi}^p – ризик використання i -ї стратегії в p -й метеоситуації, що відповідно до (1.46) можна представити у вигляді:

$$R_{cmi}^p = (\beta_p - U_{cmi}^p), \quad (1.62)$$

де β_p – максимальна з «цін» стратегій у p -й метеоситуації:

$$\beta_p = \max_i U_{cmi}^p \quad (i=\overline{1, m}). \quad (1.63)$$

Тоді середній ризик прийняття i -ї стратегії, з урахуванням ймовірностей метеоситуацій, визначається як:

$$R_{cmi} = \sum_{p=1}^n Q_p R_{cmi}^p \quad (i=\overline{1, m}). \quad (1.64)$$

При розміщенні постів в кожній конкретній метеоситуації важливо саме для неї найбільш оптимально розставити пости, тобто ймовірність метеоситуації не повинна враховуватись. Тому платіжна матриця будується без урахування ймовірностей метеоситуацій і лише при оптимізації в середньому вони враховуються. Це дає можливість оцінити ефективність тієї чи іншої стратегії розміщення постів у кожній конкретній метеоситуації. Як і у випадку з платіжною матрицею, при побудові матриці ризиків пропонується враховувати ймовірності метеоситуацій (станів «природи») лише при визначенні середнього ризику використання тієї чи іншої стратегії розміщення постів. У цьому випадку ризик використання кожної стратегії представляє «влучність» чи «невдалість» застосування даної стратегії та дозволяє оцінити її ефективність (неефективність) як у визначеній метеоситуації, так і зіставити ефективності стратегій розміщення в різних метеоситуаціях. Саме такий підхід дозволяє використовувати методику ігрового розташування мережі постів для оптимізації розташування маршрутних постів спостережень.

1.2.3 Вибір моделі визначення полів концентрацій забруднюючих речовин

Визначення полів концентрацій ЗР за допомогою інструментальних методів є хоча і найбільш точним, але трудомістким, дорогим і довгостроковим. Якщо місто не має мережі контролю, або пересувної, або стаціонарної, то ця задача для такого міста стає і зовсім не вирішуваною, особливо в нинішній економічній ситуації. Крім того, для проведення попередніх обстежень також необхідно визначити місця розташування пунктів контролю. Тому в методиці інформацію про забруднення атмосфери того чи іншого міста передбачається одержувати за допомогою розрахункових методів. При цьому важливо відзначити, що для самої методики не суттєво, якими методами (розрахунковими, інструментальними чи іншими) буде отримана ін-

формація про забруднення атмосфери. Вона лише повинна бути достатньою та адекватною реальному забрудненню.

Зазвичай розташування джерел викидів і їхні параметри відомі або їх можна визначити. Знаючи метеорологічні параметри, у тому числі й поля вітру, та, використовуючи математичні і фізичні моделі, можна розрахувати поля концентрацій ЗР в атмосферному повітрі для будь-якої ситуації.

З великої кількості різноманітних розрахункових моделей забруднення атмосферного повітря найбільше поширення одержали: гауссова модель та її модифікації [38], модель ІЕМ (інститут експериментальної метеорології) [39], модель, наведена в ЗНД-86 [40], і модель на базі розв'язання тривимірного рівняння дифузії [41]. Оцінки адекватності цих моделей реальним процесам представлені, наприклад, у [39,42]. У [43] при перевірці розрахункових формул, що лягли в основу методики ЗНД-86, за даними отриманими в експедиційних роботах на Шекінській ГРЕС, зроблено висновок про добре узгодження розрахункових і спостережених значень концентрацій, а також відстаней і швидкостей вітру, на яких спостерігаються максимальні значення концентрацій.

Роботи [42,44] виконувались в межах розробки системи АСКНС-АГ і в них представлені результати спеціальних експериментів. Дані експерименту, проведеного навесні 1980 року [42], зіставлялися з розрахунковими значеннями концентрації сірчистого газу. Перевірені три основних розрахункових метода на основі:

1) дифузійного рівняння:

$$\frac{\partial q}{\partial t} = -u \frac{\partial q}{\partial x} - v \frac{\partial q}{\partial y} + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_z \frac{\partial q}{\partial z} \right) + K_s \left(\frac{\partial^2 q}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 q}{\partial y^2} \right) + Q, \quad (1.65)$$

де q – концентрація забруднюючої речовини;

u, v – компоненти швидкості вітру;

K_z, K_s – вертикальний і горизонтальний коефіцієнти турбулентного обміну;

Q – функція, що описує емісію джерела.

2) формули «гауссового факела» для приземної концентрації

$$q|_{z=0} = \frac{Q}{\pi \sigma_y \sigma_z} e^{-\frac{y^2}{2\sigma_y^2} - \frac{H^2}{2\sigma_z^2}}, \quad (1.66)$$

де H – висота джерела (ефективна);

u – швидкість вітру на висоті джерела;

σ_y, σ_z – дисперсії розподілу домішки по горизонталі і вертикалі.

Q – функція, що описує емісію джерела.

3) методики, представлені в СН 369-74.

Аналіз результатів розрахунків показав, що факели диму, визначені за допомогою гауссової моделі та за методикою СН 369-74, як і впливає з теорії, виявилися досить вузькими. Результати обчислення концентрації сірчистого газу за моделлю гауссового факела і СН 369-74 різняться в 1.5-2 рази. Розв'язання рівняння дифузії виявилося істотно більш рівним, але і тут виділявся факел, спрямований за середнім вітром. Розраховані значення наземної концентрації окису сірки в районах розташування постів АСКЗА порівнювалися з експериментальними даними, одержаними на цих станціях. Виявилось, що лише на третій день експерименту, коли переважали північні вітри, обчислені концентрації в районах станцій склали в середньому 200% обмірюваних.

Робота [44] присвячена перевірці гауссової моделі і моделі СН 369-74. В ній був використаний вихідний матеріал по сірчистому ангідриду, одержаний у період радянсько-болгарського експерименту в Ленінграді (листопад – грудень 1980р.). При розрахунках обчислювалися концентрації, осереднені за проміжок часу, рівний 3 чи 6 годинам. При цьому розподіл вітру по напрямках передбачався або нормальним, або рівномірним усередині визначеного сектора. Значення дисперсії в нормальному розподілі варіювалося від 10° до 30°. В таких же межах змінювався сектор осереднення при передбачуваному рівномірному розподілі. В числовому експерименті з гауссовою моделлю враховувалась інверсія. При цьому використовували формули:

$$q(x, y, 0) = \begin{cases} \frac{Q}{\pi \sigma_y \sigma_z} e^{-\frac{y^2}{2\sigma_y^2} - \frac{H^2}{2\sigma_z^2}}, & x < x_L \\ \tilde{q}(x, y, 0) = q(x, y, 0) \frac{1}{L} \sqrt{\frac{2}{\pi}} \sigma_z e^{\frac{H^2}{2\sigma_z^2}}, & x > 2x_L \\ q(x, y, 0) + [\tilde{q}(2x_L, y, 0) - q(x_L, y, 0)] \left(\frac{x}{x_L} - 1 \right), & x_L \leq x \leq 2x_L \end{cases}, \quad (1.67)$$

$$x_L / \sigma_z(x_L) = 0.47L, \quad (1.68)$$

де L – висота шару перемішування чи інверсії.

Розраховані концентрації сірчистого газу порівнювалися з вимірюваними. Деякі варіації параметрів розрахункових формул дали певні поліпшення, однак, як правило, вони приводили до більшої відповідності обчислених і виміряних значень тільки для однієї станції контролю. Основною причиною негативного результату перевірки була названа неточність задання координат джерел викидів. Також була зазначена відсутність даних про місцеві кліматичні умови, які впливають на профілі Паскуїла-Тарнера, що негативно позначилося при розрахунках концентрацій з використанням гауссової моделі.

У [45] зроблено висновок про те, що основу програмно-математичного забезпечення автоматизованої системи контролю повинна складати модель, яка базується на рівнянні турбулентної дифузії, на цей час вона досить добре досліджена і не має недоліків емпіричної гауссової моделі.

Можна відзначити, що в основі моделі ЗНД-86 також лежить розв'язання рівняння турбулентної дифузії.

Методику ЗНД-86 можна вважати найбільш прийнятною на даний момент і в даних економічних умовах для визначення полів концентрацій різних інгредієнтів при використанні методики ігрового створення оптимальної мережі постів моніторингу забруднення повітряного басейну.

1.2.4 Алгоритм методики створення оптимальної мережі постів моніторингу

Реалізація методики ігрового розташування мережі постів моніторингу забруднення атмосфери складається з трьох етапів: підготовчого, ігрового й ухвалення рішення. На підготовчому етапі визначається кількість домішок, що підлягають контролю в місті. Формуються бази параметрів джерел викидів, обраних для контролю домішок. Встановлюються ймовірнісні характеристики метеоситуацій, за якими буде виконуватись розрахунок полів концентрацій і які будуть використовуватись при ігровому розташуванні постів. Як зазначалося вище, при прийнятті рішень в умовах невизначеності, важливо зменшити ризик ухвалення невправного рішення. Врахування як найбільшої кількості метеоситуацій дозволить

детальніше вивчити різні варіанти розміщення постів і вибрати більш продумане рішення.

Далі визначається величина розрахункового прямокутника, а також крок розрахункової сітки. Вузли сітки визначають центри квадратів (прямокутників), у які передбачається встановлювати пости. Величина розрахункового прямокутника однозначно визначається площею міста. Величину кроку сітки найбільш раціонально визначати, виходячи з просторових полів кореляції інгредієнтів, які передбачається контролювати на постах. У випадку їх відсутності доцільно використовувати поля, отримані для міст – аналогів.

Після вибору необхідного просторового дозволу визначаються поле заселеності території, що розраховується, та поле соціально-економічної значущості території [36] (промислова зона, курортна зона, парки, історична зона, сільгоспугіддя і т.д.), поля концентрацій включених у розрахунок домішок для всіх обраних метеоситуацій. Для кожної метеоситуації визначаються поля коефіцієнтів забруднення (1.49), коефіцієнтів збитку (1.50) і кількості домішок (1.52). У разі потреби можна визначити, з точки зору встановлення постів, ділянки території міста, що не розглядатимуться (водні об'єкти і т.п.). Визначенням полів «цін» (1.53) для кожної метеоситуації закінчується підготовчий етап реалізації методики ігрового розміщення мережі постів моніторингу забруднення атмосфери. Саме ці поля, які характеризують можливий збиток, використовуються при розміщенні постів спостережень у рамках ігрового етапу реалізації методики.

Ігровий етап реалізації методики може здійснюватися з використанням двох підходів: евристичного і формального. Евристичний підхід передбачає створення мереж постів моніторингу (стратегій розміщення постів) кваліфікованим користувачем. На полях «цін» він розставляє пости, вибираючи ті чи інші місця установки, які забезпечують найбільшу сумарну «ціну» стратегії розміщення. При цьому можуть використовуватись всі отримані на підготовчому етапі матеріали (поля концентрацій, коефіцієнтів забруднення, кількості домішок, заселеності, соціально-економічної цінності території), а також інші фактори, не враховані методикою, такі як можливість доступу до поста, наявність чи відсутність електромережі і т.п.

Формальний підхід до розміщення постів не вимагає участі користувача і здійснюється комп'ютерними засобами. За допомогою фор-

мального підходу можна одержати раціональні за кількістю й оптимальні за розташуванням стратегії розміщення постів для кожної з метеоситуацій, а також у середньому по всіх метеоситуаціях з урахуванням їхньої ймовірності. Існує два варіанти використання формального підходу: при відомій (задається) і невідомій кількості постів. У першому варіанті здійснюється оптимізація розміщення заданого числа постів. В другому варіанті, крім оптимізації розміщення, передбачена можливість визначення раціональної кількості постів для тієї чи іншої метеоситуації або в середньому. При цьому можна задавати необхідну мінімальну відстань між постами. Оптимізація розміщення постів мережі як у першому, так і в другому варіантах формального підходу здійснюється з метою максимізації «ціни» стратегії розміщення. При цьому, у першому варіанті формального підходу шукається стратегія, яка у визначеній метеоситуації задовольняє умову

$$\text{при обмеженнях} \quad \max \sum_{i=1}^m C_{ni}, \quad (1.69)$$

$$m = N, \quad (1.70)$$

$$\left[(x_k - x_j)^2 + (y_k - y_j)^2 \right]^{1/2} \geq \lambda \quad (j=\overline{1, n}), \quad (1.71)$$

де N – необхідне число постів;

x_k, y_k, x_j, y_j – координати відповідно встановлюваного і встановлених постів;

n – кількість встановлених постів;

λ – мінімальна відстань між постами.

У випадку визначення «оптимальної в середньому» стратегії розміщення постів при використанні першого варіанта формального підходу шукається стратегія, що задовольняє (1.60) за тих же обмежень.

Для раціоналізації кількості постів у другому варіанті формального підходу пропонується наступний критерій доцільності.

Оскільки розміщення постів при формальному підході здійснюється з метою максимізації «ціни» стратегії, то «ціна» стратегії зростає відповідно до хвоста відомої логісти (рис.1.2). В певний момент відбувається насичення «ціни» стратегії і подальше збільшення кількості постів не призводить до істотного збільшення «ціни» стратегії, але в той же час істотно впливає на зменшення питомої «ціни» поста (1.59) у цій стратегії.

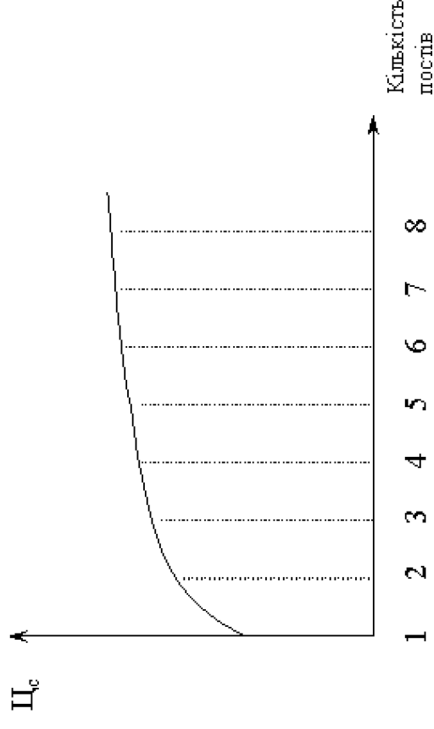


Рис. 1.2 Відносна зміна «ціни» стратегії при використанні формального підходу.

Для обмеження кількості постів при другому варіанті формального розташування в методиці використовується наступний критерій доцільності подальшого збільшення кількості постів

$$\frac{C_i}{C_{i-1}} \geq \varepsilon \quad (\varepsilon > 0), \quad (1.72)$$

де C_i – «ціна» стратегії після встановлення нового поста;

C_{i-1} – «ціна» стратегії до встановлення поста;

ε – константа, взята директивно з економічних міркувань.

Таким чином, формальний підхід реалізує процедури пошуку стратегії, яка має максимальну «ціну» при обмеженнях (1.70)–(1.72). Максимальна кількість стратегій розташування постів, яку можна одержати при використанні формального підходу, визначається деталізацією метеоситуацій плюс оптимальна в середньому стратегія розташування постів. При розміщенні постів можуть використовуватись як обидва підходи разом, так і кожен підхід окремо. Формальний можна використати для попередніх, оцінних розміщень. По завершенні ігрового етапу користувач одержує набір стратегій розміщення постів (мереж моніторингу), які і обробляються на наступному етапі реалізації методики.

На третьому етапі реалізації методики ігрового розташування мережі за результатами підготовчого та ігрового етапів виконується

розрахунок характеристик стратегій розташування постів. Будеться платіжна матриця «гри» – матриця вигравів і матриця ризиків. В рядках матриць розташовані метеоситуації, у стовпцях – стратегії, отримані на ігровому етапі. У платіжній матриці, на перетинанні рядків і стовпців, розташовуються «ціни» стратегій (1.55), так звані «виграші» стратегів. У матриці ризиків розташовуються ризики прийняття стратегій для відповідних метеоситуацій (1.62). За допомогою платіжної матриці і матриці ризиків можна детально проаналізувати переваги і недоліки розроблених стратегій у різних метеоситуаціях. Інші розрахункові характеристики, такі як середня, з урахуванням імовірності метеоситуацій, «ціна» поста (1.57), питома «ціна» поста в стратегії (1.59) дозволяють проаналізувати вплив кожного поста на «ціну» тієї чи іншої стратегії. На основі аналізу платіжної матриці, матриці ризиків і розрахункових характеристик приймається рішення щодо остаточного вибору тієї чи іншої стратегії розміщення постів. Оптимальною вважається та зі стратегій, показник ефективності якої задовольняє умову (1.60) або середній ризик умови (1.61). Якщо в результаті аналізу виникне необхідність внесення будь-яких змін у стратегії розміщення постів, то другий і третій етапи реалізації методики можуть бути повторені стільки разів, скільки буде потрібно. Найменш «виграшні» стратегії (максимальний ризик, мінімальний вигравш) при цьому можуть бути виключені з подальшого розгляду. Блок-схема алгоритму методики ігрового розташування мережі постів моніторингу забруднення атмосфери представлена на рис.1.3.

Необхідно відзначити, що ця методика дозволяє, крім оптимізації стаціонарної мережі постів моніторингу, розробляти оптимальні програми спостережень маршрутів постів контролю забруднення атмосфери.

Вище зазначалось, що в існуючих методиках оптимізації мережі постів моніторингу цього питання не розглядається, хоча воно є важливим з огляду на наявну кількість маршрутів постів в Україні. За допомогою методики можуть бути заздалегідь визначені і використані, в залежності від прогнозу метеоситуацій, програми спостережень цих постів. Такі програми можуть бути розроблені з урахуванням наявної в місті стаціонарної мережі, що дозволить істотно підвищити ефективність моніторингу атмосфери міста.

Крім основної задачі – оптимізації розміщення мережі постів моніторингу в промисловому місті, для якої і була розроблена методи-

ка ігрового розташування мережі, вона може бути використана і при вирішенні ряду інших задач, що стосуються охорони атмосферного повітря. Зокрема, визначення місць встановлення постів спостережень за фоновими концентраціями, визначення пріоритетних місць будівництва житлових будинків, промислових підприємств та інших задач можуть бути досить помірковано і з мінімальними витратами вирішені при використанні підходів, реалізованих запропонованою методикою.

1.3 Приклад реалізації методики ігрового розташування мережі постів

Реалізація методики ігрового розташування мережі постів моніторингу забруднення атмосфери відбувалась на прикладі великого промислового центра – м. Одеси. Реалізація здійснювалась для визначення ефективності існуючої і розробки оптимальної мережі постів моніторингу забруднення атмосфери, а також для перевірки можливостей, наданих методикою ігрового розташування щодо оптимізації мережі спостережень за забрудненням атмосфери.

На рис.1.3 наведена блок-схема алгоритму методики ігрового розташування мережі постів моніторингу забруднення атмосфери

1.3.1 Характеристика вихідних даних

Як вихідні дані для визначення полів концентрацій ЗР використовувалися дані інвентаризації джерел викидів шкідливих речовин і локальні томи ГДВ (гранично допустимих викидів) 87-ми промислових підприємств м. Одеси, що є основними джерелами забруднення повітряного басейну міста, валовий викид забруднюючих речовин яких перевищує 80% від валового викиду забруднюючих речовин по місту в цілому. Для скорочення розрахунків, згідно з [38], близько розташовані джерела з приблизно однаковими параметрами викидів поєднувалися в один.

Розрахунки виконувались по чотирьох домішках: пилу, окису вуглецю, двоокису азоту і сірчистому ангідриду. При визначенні викидів використовувалася методика, викладена в [46].

На розрахунковий прямокутник розміром 22 32 км, що цілком включає територію міста, накладалася регулярна квадратна сітка. Крок сітки вибирався з урахуванням розмірів розрахункового прямокутника,

перелачуваних відстаней між постами (2 км), а також з урахуванням просторових полів кореляції зазначених інгредієнтів, представлених у [47]. Поля концентрацій у значній мірі неоднорідні й анізотропні. В залежності від типу синоптичної ситуації ізокореляції концентрацій зазначених домішок утворюють області кореляцій неправильної форми, яка залежить як від напрямку переносу домішки, так і від розташування і режиму роботи джерел викидів даної домішки.

Коефіцієнтам кореляції, меншим за 0,7, відповідають відстані від 1,5 км і більше, а відстані у 500 м відповідають коефіцієнти кореляції 0,9-0,95 в залежності від інгредієнта, пори року, синоптичної ситуації. Деякий виняток становить кореляція концентрації пилю, що досить сильно убавляє при північно-західних переносах і при малоградієнтних баричних полях у весняно-осінній період. Для цього інгредієнта відстаням у 1,5 км відповідає кореляція 0,5-0,7.

З урахуванням цього радіус кола, що «представляє» пост, був обраний рівним 1 км, а крок сітки — рівним 500 м.

При визначенні коефіцієнтів соціально-економічної значущості території використовувався показник σ [36].

Значення коефіцієнтів заселеності і соціально-економічної значущості території визначалися в квадратах, центри яких збігаються з вузлами сітки, а площа дорівнює площі квадрата сітки.

1.3.2 Визначення «стратегій природи»

Усі різновиди атмосферних процесів, характерних для півдня України, з урахуванням їхніх загальних властивостей поділяються на три групи: периферійні процеси, циклонічна та антициклонічна циркуляція.

Периферійні атмосферні процеси, до яких відносяться малозбудовані переноси з південною, західною і східною складовою, а також малоградієнтні поля тиску біля землі, мають повторюваність небагато меншу за половину від загального числа випадків. Крім того, ці процеси, як правило, тривали у часі і їхня роль у формуванні клімату Одеси значна.

До циклонічної циркуляції півдня України відносяться три різновиди атмосферних процесів: південні циклони, улоговини, що переміщуються з заходу, і чорноморська депресія. Перевага антициклонічних процесів на півдні України визначає найбільш істотні риси клімату — невелику зволоженість і підвищену значення сонячної радіації.

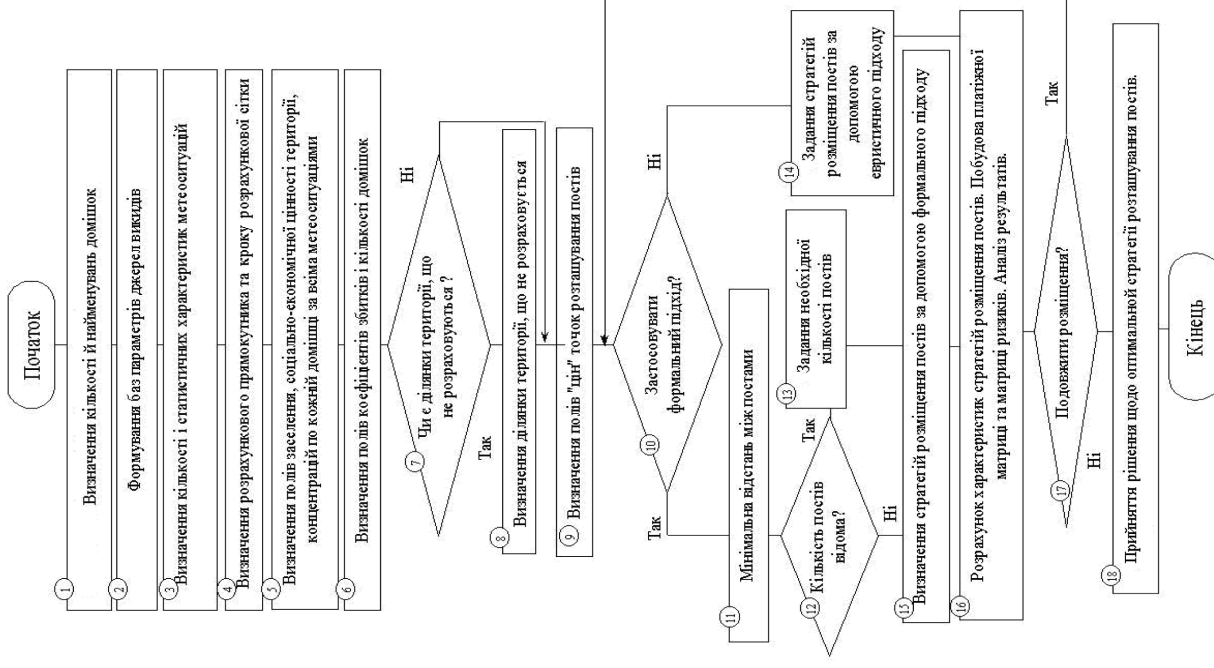


Рис. 1.3. Блок-схема алгоритму методики ігрового розташування мережі постів моніторингу забруднення атмосфери.

Таблиця 1.1 – Макет кодування синоптичної ситуації

Перша		Цифра коду	
Цифра коду	Напрямок переносу	Цифра коду	Друга
1	ПнСх, Сх	1 2	Пн, Пн3х частина Zn, Пд, ПдСх частина Az
2	ПдСх, Пд	1 2	Передня частина Zn, Пд3х, 3х частина Az
3	Пд3х, 3х	1 2	Теплий сектор Zn, Пн, Пн3х частина Az
4	Пн3х, Пн	1 2	тил Zn, Сх, ПнСх частина Az
5	слабі вітри змінних напрямків	1 2	Малоградієнтне поле в теплому секторі Zn, Az, гребінь

Взимку відбувається часта зміна атмосферних процесів з деякою перевагою периферійних переносів повітряних мас. Для цього сезону характерна добре виражена меридіональна циркуляція, що обумовлює нестійкість погодних умов – чергування різких похолодань з відлигами і туманами.

Навесні динамічність атмосферних процесів трохи слабшає. В цілому для цього сезону року також характерна нестійка погода з вторгненнями холоду і швидким прогріванням повітряних мас.

У літні й весняні місяці циркуляція різко відрізняється від циркуляції в холодне півріччя. В цей період чітко виражена перевага антициклонічних процесів і малоградієнтних полів тиску. Збільшується повторюваність малозбурених зональних переносів повітряних мас біля землі, хоча і з невеликими швидкостями.

При значній мінливості атмосферної циркуляції з року в рік, загалом вона характеризується перевагою таких процесів, що обумовлюють формування на півдні України сухого континентального клімату, який епізодично пом'якшується впливом Атлантичного океану, Середземного та Чорного морів. Цей вплив обумовлюється за допомогою макро- і мезомасштабною атмосферою циркуляцією.

Процеси синоптичного масштабу визначають не тільки напрямки і швидкість переносу, але і тип повітряної маси, а, отже, формують структуру граничного шару атмосфери, від якої залежать умови турбулентної дифузії домішки. При виборі «стратегій природи» важливо враховувати типи синоптичних ситуацій. Можна відзначити, що методика ЗНД-86 дозволяє враховувати досить велику кількість метеопараметрів (швидкість і напрямки вітру, температура, коефіцієнт А [38], що залежить від стратифікації атмосфери), які характеризують синоптичну ситуацію. В [48] наводяться рекомендації щодо врахування багатьох інших факторів (опаді, тумани, бризи і т.п.), які не знайшли відображення в ЗНД-86.

При визначенні характеристик забруднення використовувався макет кодування типів синоптичних ситуацій представлений у табл.1.1 [47].

При моделюванні полів забруднень атмосферні явища не враховувались. Як предиктори, що складають метеоситуації, для яких виконувались подальші розрахунки, використовувалися напрямки і швидкість переносу повітряних мас, що є одними з основних факторів поширення домішки в атмосфері. Як зазначалося вище, при прийнятті рішень в умовах невизначеності важливо як можна детальніше враху-

вати максимально можливу кількість ситуацій, пов'язаних з невизначеністю. Це дозволяє зменшити ризик ухвалення невірних рішень. Швидкості вітру були розбиті на шість градаций, напрямки вітру на вісім. Таким чином, розрахунки велись по 48-ми метеоситуаціях. Імовірнісні характеристики метеоситуацій представлені в табл. 1.2 [49].

1.3.3 Аналіз результатів реалізації методики

Поля концентрації зазначених вище інгредієнтів визначалися за допомогою програми «ЕОЛ», яка реалізує методику ЗНД-86 і затверджена Міністерством екології та природних ресурсів України для визначення полів концентрації забруднюючих речовин розрахунковим методом.

Коефіцієнт А, що залежить від температурної стратифікації атмосфери, взято рівним 200. У градаций швидкості вітру 2-5 м/с розрахункова швидкість бралася рівною 5,4 м/с (середня швидкість вітру для м. Одеси за даними Гідрометеорологічної обсерваторії). В інших градациях при розрахунках бралися швидкості вітру, що відповідають серединам градаций. Деякі статистичні характеристики одержаних полів «цін» для різних метеоситуацій представлені в табл.1.3.

Таблиця 1.2 Умовні повторюваності метеоситуацій

Швидкість вітру, м/с	Напрямок вітру						
	ПнСх	Сх	ПдСх	Пд	ПдЗх	Зх	ПнЗх
	Код синоптичної ситуації						
	11,12		21,22		31,32		41,42
2 – 5	4,85	3,68	5,03	8,15	7,73	7,93	9,10
6 – 9	3,76	2,80	1,61	3,90	2,43	2,25	5,58
10 – 13	2,04	1,85	0,58	0,46	0,34	0,20	1,68
14 – 17	0,78	0,75	0,09	0,07	0,06	0,05	0,39
18 – 21	0,21	0,26	0,04	0,01	0,02	0,03	0,08
0-1 (код 51,52)	0,62	0,63	0,66	1,04	0,92	0,94	0,61
							0,74

Найбільші середні по території міста «ціни» отримані для метеоситуацій, що характеризують малоградієнтні баричні утворення і гребені антициклонів. Ці синоптичні ситуації є найбільш безпечними з погляду забруднення повітряного басейну міста. При цьому слабкі вітри північного і північно-східного напрямку можна виділити як найбільш безпечні. При інших синоптичних ситуаціях середні по території міста «ціни» нижче. В порядку убування середньої «ціни», напрямки вітру ранжуються так: північно-західний, південний, східний, південно-східний, південно-західний, західний.

Таким чином, найменш безпечними щодо нанесення збитку можна назвати теплі сектори циклонів, а також північні і північно-західні частини антициклонів.

Розподіл середніх по території міста значною мірою залежить не тільки від напрямку, але і від швидкості вітру. В градаціях швидкості вітру 2-5, 6-9, 10-13 м/с, на відміну від градацій 14-17, 18-21 м/с, при північно-східному напрямку переносу повітряних мас «ціна» вища, ніж при північному. При емісії великої кількості джерел утворюються факели забруднення, що накривають різні ділянки території міста. Величина цих ділянок визначається параметрами і розташуванням джерел викидів, метеопараметрами, забудовою і т.д. Оскільки середня по території «ціна» характеризує не тільки величину збитку в різних точках міста, але й розміри ділянок забруднення, то, імовірно, при швидкостях вітру в градаціях 2-5, 6-9, 10-13 м/с при північно-му напрямку переносу розміри таких ділянок трохи менші, ніж при

Таблиця 1.3 – Розрахункові параметри полів «цін»

Швидкість ві- тру, м/с	Напрямок ві- тру, Румб	Середня «ціна» по те- риторії, ум.од.	Максимальна «ціна» на те- риторії, ум.од.	Швидкість ві- тру, м/с	Напрямок ві- тру, Румб	Середня «ціна» по те- риторії, ум.од.	Максимальна «ціна» на те- риторії, ум.од.
0-1	Пн	4,414	52,333	10-13	Пн	1,875	30,553
0-1	ПнСх	4,193	58,323	10-13	ПнСх	1,896	30,133
0-1	Сх	2,555	39,803	10-13	Сх	1,099	13,053
0-1	ПдСх	2,473	37,281	10-13	ПдСх	1,098	15,545
0-1	Пд	2,748	45,957	10-13	Пд	1,207	20,750
0-1	ПдЗх	2,406	46,539	10-13	ПдЗх	0,950	18,085
0-1	Зх	2,088	44,070	10-13	Зх	0,825	26,914
0-1	ПнЗх	2,996	93,039	10-13	ПнЗх	1,319	35,491
2-5	Пн	1,570	42,862	14-17	Пн	2,046	25,133
2-5	ПнСх	1,592	35,343	14-17	ПнСх	1,995	28,012
2-5	Сх	0,929	16,172	14-17	Сх	1,145	13,191
2-5	ПдСх	0,908	17,395	14-17	ПдСх	1,170	15,271
2-5	Пд	1,004	30,455	14-17	Пд	1,320	18,910
2-5	ПдЗх	0,867	19,354	14-17	ПдЗх	0,999	17,734
2-5	Зх	0,789	42,160	14-17	Зх	0,869	23,644
2-5	ПнЗ	1,249	59,278	14-17	ПнЗх	1,357	28,540
6-9	Пн	1,689	38,119	18-21	Пн	2,203	22,861
6-9	ПнС	1,746	33,743	18-21	ПнСх	2,069	26,495
6-9	С	1,029	13,379	18-21	Сх	1,154	13,206
6-9	ПдС	0,982	16,372	18-21	ПдСх	1,185	15,306
6-9	Пд	1,082	23,397	18-21	Пд	1,368	17,957
6-9	ПдЗ	0,925	17,707	18-21	ПдЗх	1,001	17,053
6-9	З	0,820	33,587	18-21	Зх	0,872	23,289
6-9	ПнЗх	1,265	46,632	18-21	ПнЗх	1,370	24,319

північно-східному. Джерела викидів в Одесі розташовані, в основному, в напрямку з північного сходу на південний захід. Основна частина з них, особливо високих, зосереджена в напрямку з північного сходу, півночі і північного заходу від центра міста. При вітрах цих на-

прямків утворюються факели забруднень, що покривають більшу, ніж при інших напрямках вітру, територію міста. Крім того, збільшується потужність факела забруднення (через вплив великої кількості джерел), а, отже, і відносний збиток, що характеризується «ціною».

При вітрах східного і південно-східного напрямків, характерних для північних частин циклонів і південно-західних частин антициклонів, утворюються ділянки забруднень, а, отже, і «цін», менші як за величиною, так і за площею охопленої території. При швидкостях вітру в градаціях до 10-13 м/с середня по території «ціна» при східному вітрі вище ніж середня «ціна» при південно-східному вітрі. При більш сильних вітрах середня по території міста «ціна» при південно-східному вітрі стає трохи вище ніж при східному.

При сильних вітрах східного напрямку внесоку забруднення від низьких джерел центра міста зменшується. При сильних південно-східних вітрах зростає внесок високих джерел, в основному зосереджених на північному заході від центра. Якщо при східному вітрі, який практично перпендикулярний до основного напрямку розташування джерел викидів, факели не утворюють чи утворюють слабкі забруднення, то при південно-східному вітрі утворюється досить потужний і широкий факел забруднення, що покриває велику частину території міста.

При південно-західних вітрах, характерних для теплих секторів циклонів і північно-західних частин антициклонів, значна частина зони забруднення припадає на акваторію Одеської затоки. До того ж, зона забруднення, що утворена високими джерелами північної частини міста, здебільшого поширюється за межі території міста.

Західний вітер, як і східний, перпендикулярний до основного напрямку розташування джерел викидів. Факел забруднення при цьому напрямку такий же вузький, як і при східному вітрі. Хоча за максимальними на території «цінами» західний вітер значно перевищує східний, але через менше покриття території міста середня «ціна» при західних вітрах виявилася нижчою на всіх діапазонах швидкостей вітру.

Цікаво простежити вплив швидкості вітру на середні по території міста «ціни», а, отже, на відносний збиток. Слідом за найбільш небезпечними малоградієнтними баричними полями зі швидкостями вітру в градації 0-1 м/с за зменшенням середніх по території «цін» йдуть метеоситуації зі швидкостями вітру в градаціях 18-21, 14-17, 10-13, 6-9, 2-5 м/с. Середні по території міста «ціни» у найбільш і найменш небезпечних метеоситуаціях відрізняються в 2.5-3 рази.

При невеликих швидкостях вітру позначається вплив як низьких, так і високих джерел викидів. Частка забруднення, що утворюється низькими джерелами, як за величиною, так і за площею забруднення при цьому досить висока, оскільки небезпечна швидкість вітру для низьких джерел, як правило, лежить у градації 0-1 м/с. Подальше збільшення швидкостей вітру приводить, з одного боку, до зменшення внеску низьких джерел у забруднення території, і відповідно в «ціну», а, з іншого боку — до збільшення внеску високих джерел викидів. Таким чином, можуть існувати метеоситуації, при яких внесок низьких джерел у забруднення вже малий, а внесок високих ще недостатній. Тоді середні по території концентрації шкідливих речовин, а, отже, і «ціни», будуть мінімальні. Швидкості вітру, при яких спостерігається така ситуація, можна назвати найменш небезпечними з погляду нанесення середнього по місту збитку, швидкостями вітру. Такою швидкістю, у нашому випадку, при використанні розрахункової моделі ЗНД-86 є середня швидкість вітру для м. Одеси, яка дорівнює 5.4 м/с. При цьому необхідно враховувати, що середні по території міста «ціни» характеризують як величину, так і площу ділянок збитку. Зі збільшенням швидкості переносу площа плям забруднення збільшується, хоча концентрації шкідливих речовин, і відповідно «ціни», за величиною можуть зменшуватися. Цим і пояснюється збільшення середніх по території «цін» в метеоситуаціях зі швидкостями вітру в градаціях 6-9, 10-13, 14-17, 18-21 м/с. Тут ще раз слід підкреслити необхідність якнайбільш детального врахування різних стратегій природи. Це дозволяє більш обґрунтовано робити аналіз і приймати відповідні рішення. Графік зміни середніх по території «цін» у залежності від швидкості вітру з урахуванням напрямків переносу представлений на рис. 1.4.

Зменшення «цін» при збільшенні швидкості вітру досить добре ілюструють максимальні «ціни», представлені в табл.1.4, і графіки змін максимальних «цін» по напрямках вітру в залежності від швидкості переносу, що представлені на рис.1.5.

Найбільші максимальні «ціни» на території міста, як і середні по території міста, одержані при слабких вітрах змінних напрямків, характерних для малоградієнтних полів у теплом секторі циклонів і гребенів антициклонів.

При цьому найбільша з максимальних «цін» визначена при північно-західному напрямку вітру. Зі збільшенням швидкості пере-

носу величини максимальних «цін» зменшуються практично для всіх синоптичних ситуацій. Велика кількість як низьких, так і високих джерел, розташованих на північний захід від центра міста, обумовлюють високу «ціну» при цьому напрямку вітру, характерному для північно-східних частин антициклонів і тилової частини циклонів, практично при всіх швидкостях вітру.

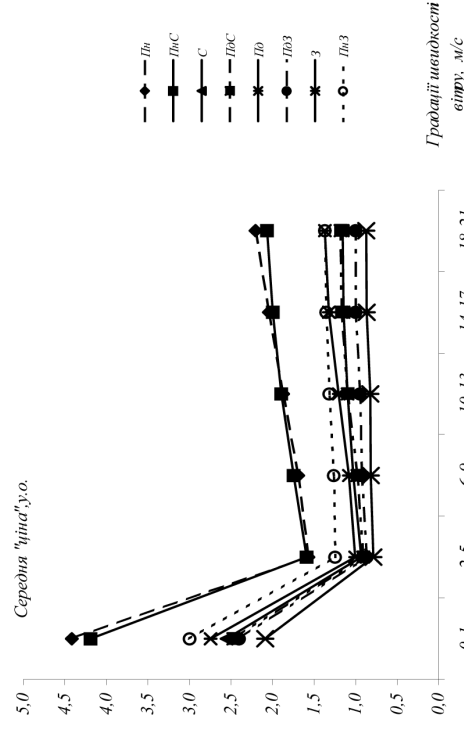


Рис. 1.4 Середні по території міста «ціни» при різних напрямках і швидкостях вітру.

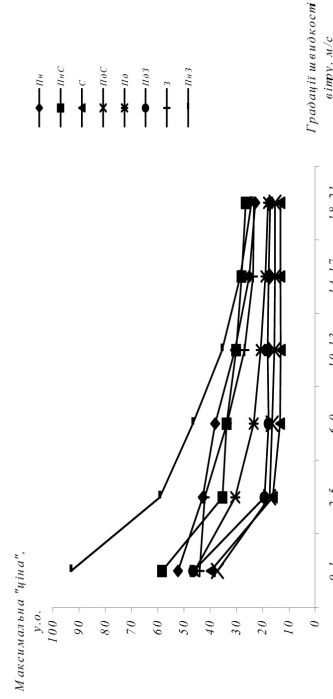


Рис. 1.5 Максимальні по території міста «ціни» при різних напрямках і швидкостях вітру.

Лише для швидкостей вітру 18-21 м/с максимальна «ціна» при північно-західному вітрі стає нижче від максимальної «ціни» при північно-східному вітрі. Тут позначається зменшення внеску низьких джерел при північно-західних вітрах і збільшення внеску високих джерел при північно-східних вітрах великих швидкостей.

У цілому, розподіл максимальних «цін» в залежності від напрямку і швидкості переносу відрізняється від розподілу середньої по території міста. При слабких вітрах в залежності від максимальної «ціни» напрямки переносу розподіляються в такий спосіб (у порядку убутання «ціни»): північно-західний, північно-східний, північний, південно-західний, південний, західний, східний і південно-східний. Стосовно нанесення максимального збитку, найменш небезпечними є північні частини циклонів і південно-західні частини антициклонів. Східні частини антициклонів, тил і північно-західні частини циклонів, у яких переважають вітри північних напрямків, є найбільш небезпечними із зазначеної точки зору.

Практично для всіх синоптичних ситуацій, за деякими винятками, при збільшенні швидкості переносу максимальна «ціна», а, отже, і відносний збиток, зменшується. Наприклад, при вітрах північного напрямку (східна частина антициклону, тил цикло-ну) максимальна «ціна» вище, ніж при північно-східному. Лише при досить великих швидкостях вітру (градації швидкості 14-17, 18-21 м/с) максимальна «ціна» при північно-східному напрямку переносу перевищує максимальну «ціну», одержану при північно-східному переносі.

При швидкостях вітру в градаціях 2-5, 6-9 м/с, на відміну від інших градацій, максимальна «ціна» при західному вітрі, характерному для теплих секторів циклонів і північних частин антициклонів, стає третьою за величиною. Можна сказати, що для максимальних «цін» існують найкращі і найгірші метеоситуації, при яких ця «ціна» буде відповідно найменшою і найбільшою. Так, якщо при швидкостях вітру в градації 0-1 м/с максимальна «ціна» при західному вітрі за величиною займає 6-е місце в градації, то при швидкостях вітру в градації 2-5 м/с максимальна ціна при тому ж напрямку вітру займає вже 3-є місце. Можна також відзначити відносно слабку зміну максимальної «ціни» при західному вітрі в градаціях швидкості 0-1 і 2-5 м/с і досить різке її зменшення при подальшому збільшенні швидкості вітру.

Для окремих синоптичних ситуацій (північно-західна частина антициклонів, північна і передня частини циклонів) при збільшенні швидкості переносу максимальні ціни ростуть. Наприклад, при швидкості вітру в градації 10–13 м/с при південно-західному напрямку переносу максимальна «ціна» стає вищою, ніж у градаціях 6–9 і 14–17 м/с. При східному вітрі, починаючи зі швидкостей у градації 14–17 м/с, максимальна «ціна» також зростає у порівнянні з іншими градаціями швидкості вітру.

Зміна максимальних «цін» по місту в цілому визначається не тільки метеопараметрами, але й переважно, особливо при великих швидкостях вітру, взаємним розташуванням великого числа низьких і високих джерел викидів, їхніми параметрами і параметрами емісії шкідливих речовин.

1.3.4 Оптимізація мережі стаціонарних постів

При реалізації методики і визначенні стратегій розміщення постів спостережень за забрудненням атмосфери використувались як евристичний, так і формальний підходи. Всього в першій грі було розглянуто п'ятдесят стратегій розміщення постів. Перша стратегія відповідала існуючій мережі постів моніторингу атмосфери в місті. Інші 49 одержані з використанням формального підходу. Сорок вісім з них визначені як оптимальні стратегії розміщення у відповідних метеоситуаціях. П'ятисята визначена як оптимальна в середньому, з урахуванням ймовірностей метеоситуацій, для міста. Кількість постів, при використанні формального підходу задалегідь не визначалась. Мінімальна відстань між постами встановлювалась рівною 2 км, що в середньому відповідає відстані між існуючими постами. Константа ϵ (1.72) бралася рівною 1,05, тобто пости спостережень розставлялися доти, поки «ціна» нового поста не стала меншою за 5% сумарної «ціни» постів, встановлених до нього. В табл. 1.4 представлені розрахункові параметри деяких зі стратегій, що застосовувались у грі. Частина платіжної матриці гри та відповідна частина матриці ризиків представлені відповідно в табл. 1.5, 1.6. Карті-схеми розміщення постів цих стратегій представлені на рис. 1.6–1.8.

За показником ефективності найкращою з усіх стратегій є стратегія №50. У цій стратегії визначено десять постів моніторингу. Серед-

ній, з урахуванням ймовірності, ризик прийняття даної стратегії мінімальний. Цю стратегію можна обрати як оптимальну при розміщенні стаціонарних постів моніторингу в місті.

Можна також відзначити досить високу «ціну» поста в даній стратегії. Хоч вона й нижча за «ціну» у стратегіях №16, 24, 32, але кількість постів в останніх у два рази менша, ніж у стратегії №50.

Відповідно до платіжної матриці гри (табл. 1.5) виграші, одержані при використанні стратегії №50, у кожній з метеоситуацій не є максимальними. В середньому ж, з урахуванням ймовірностей метеоситуацій, використання цієї стратегії дозволяє одержати найбільший середній виграш, а, отже, врахувати найбільший відносний збиток. При цьому можна відзначити досить високі виграші, одержані стратегією №50, практично при всіх синоптичних ситуаціях. Лише при північно-східних і східних напрямках вітру в малоградієнтному полі теплового сектора циклону і в гребені антициклону виграш, одержаний при використанні стратегії №50, у 1,8 рази нижчий, ніж максимального можливий у цих метеоситуаціях.

У градації швидкості вітру 2–5 м/с для стратегії №50 трохи зменшується виграш при південному і західному вітрах, характерних для передніх частин циклонів і північних частин антициклонів. Однак, при північному, північно-західному, південно-східному і південно-західному напрямках вітру, в порівнянні з максимальними виграшами в даній грі для даних метеоситуацій, виграш стратегії №50 трохи вищий. Ці метеоситуації мають найбільшу сумарну ймовірність (табл. 1.2).

Цінність стратегії в тій чи іншій метеоситуації зручно оцінювати за співвідношенням виграшу і ризику (табл. 1.6) стратегії в цій метеоситуації. Ризик при цьому є ніщо інше, як різниця між виграшем, одержаним найкращою в даній метеоситуації стратегією в даній грі, і виграшем, одержаним стратегією, що розглядається.

При швидкостях вітру 6–9 м/с виграш, одержуваний стратегією №50 при північному, північно-західному, південно-східному, південно-західному, західному напрямках переносу, у 2–3 рази перевершує ризик використання даної стратегії. При збільшенні швидкості переносу виграші цієї стратегії перевершують ризики, але при цьому зменшуються, а відношення виграшу до ризику стає рівним 1.2–2.

При швидкості вітру в градаціях 2–5 м/с і вище при північно-східному, східному і південному вітрах стратегія №50 є програвш-

ною. Зі збільшенням швидкості вітру відношення ризику до виграшу в метеоситуаціях з цими напрямками переносу хоч і незначно, але зростає.

У цілому можна сказати, що стратегія №50 погано «обслуговує» північні, північно-західні і передні частини циклонів, південні, південно-східні і західні частини антициклонів, що мають відносно високі швидкості переносу. При малоградієнтних баричних утвореннях, які характеризуються слабкими вітрами змінних напрямків, стратегія №50 є найкращою. При цьому, як зазначалось вище, найбільш небезпечними з погляду нанесення збитку для міста є саме ці синоптичні ситуації.

Будь-яку стратегію розташування, включаючи стратегії, одержані з використанням формального підходу, при необхідності (реальне розміщення постів моніторингу на території міста, підвищення ефективності стратегії у визначеній метеоситуації) можна модернізувати, використовуючи евристичний підхід. При цьому зберігаються всі можливості методики ігрового розташування для порівняльної оцінки різних варіантів такої модернізації. Наприклад, для підвищення ефективності стратегії №50 у метеоситуаціях при швидкості вітру 2-5 м/с і південному напрямку переносу (західна частина антициклону), може бути або збільшена кількість постів, або змінене місце розташування кожного з постів, які є в стратегії, без зміни їх загальної кількості. В останньому випадку, найбільш доцільно, змінити місце розташування поста, який має найменшу середню, з урахуванням імовірності, «ціну» (табл.1.4). У даній стратегії це – пост №10, який має координати Х=28000 м і Y=52000 м. Можна також змінити місце розташування поста, найближче розташованого до поста №1 стратегії, оптимальної для метеоситуації зі швидкістю вітру 2-5 м/с і південного напрямку переносу. Для цієї метеоситуації оптимальною можна назвати стратегію № 46, тому що ризик використання зазначеної стратегії в даній метеоситуації дорівнює нулю. Координати поста №1 стратегії №46 Х=24000 м і Y=55500 м. Саме в цю точку можна перенести пост №10 стратегії №50. В цій же точці можна встановити і додатковий пост, якщо є така можливість. Це, безумовно, змінить усі показники стратегії №50, однак, вони знову можуть бути визначені і проаналізовані.

Таблиця 1.4 – Розрахункові параметри оптимальних стратегій першої групи

№ стра- теї	Кількість постів	Координати		Середня ціна поста з ураху- ванням імовір- ності метеоси- туацій, у.о.	Показник ефектив- ності, у.о.	Питома ціна поста, у.о.	Середній ризик з врахуванням імовірності ме- теоситуації, у.о.	Існуюча мережа постів моніторингу в місті	0-1 м/с вітер Пн
		X	Y						
2	11	29000	48000	0,7217	23,395	2,924	25,719	23,742	2,307
		26000	56000	2,7365					
		25000	54000	1,2770					
		26000	51000	3,2833					
		24500	51500	3,4409					
		24000	50000	6,3310					
		25500	47500	2,8249					
		27500	50500	2,7799					
		33500	66500	2,5512					
		25500	47000	2,6949					
		24000	49500	6,2163					
		27000	49500	2,9139					
		24500	44500	0,9620					
		23000	47000	1,1242					
		26000	56000	2,9146					
		33000	63500	1,3784					
		21500	49500	1,9747					
		24500	42000	0,7004					
		26000	53500	1,9421					

№ стра- терії	Кількість постів	Координати		Середня ціна поста з ураху- ванням імовір- ності метеоси- туацій, у.о.	Показник ефектив- ності, у.о.	Питома ціна поста, у.о.	Середній ризик з врахуванням теоситуацій, у.о.	Оптимальна метеоситуація для стратегії
		X	Y					
16	5	25500	50500	4,4756	15,991	3,198	33,123	2-5 м/с вітер 3х
24	5	25500	50500	4,4756	15,991	3,198	33,123	6-9 м/с вітер 3х
		28000	50500	2,7379				
		34000	67500	3,6720				
		23000	51000	2,2069				
		26500	56500	2,8990				
32	5	28000	50500	2,7379	15,991	3,198	33,123	10-13 м/с вітер 3х
		25500	50500	4,4756				
		34000	67500	3,6720				
		23000	51000	2,2069				
		26500	56500	2,8990				

№ стра- терії	Кількість постів	Координати		Середня ціна поста з ураху- ванням імовір- ності метеоси- туацій, у.о.	Показник ефектив- ності, у.о.	Питома ціна поста, у.о.	Середній ризик з врахуванням теоситуацій, у.о.	Оптимальна метеоситуація для стратегії
		X	Y					
46	8	24000	55500	1,4225	14,774	1,847	34,340	18-21 м/с вітер Пд
50	10	26500	57500	2,0643				
		24000	53000	2,1109				
		26000	60000	0,8153				
		23500	58000	0,4946				
		27000	53000	1,5522				
		24000	50500	5,5047				
		21500	54500	0,8098				
		24500	49500	7,1550				
50	10	34000	67500	3,6720	30,939	3,094	18,175	Оптимальна в середньому для міста
		26000	56500	3,2371				
		27000	49500	2,9139				
		22000	50500	2,8936				
		25500	47000	2,6949				
		22000	53000	2,4217				
		25500	52000	2,1901				
		33000	65000	2,0721				
		28000	52000	1,6889				

Таблиця 1.5 – Платіжна матриця деяких стратегій гри

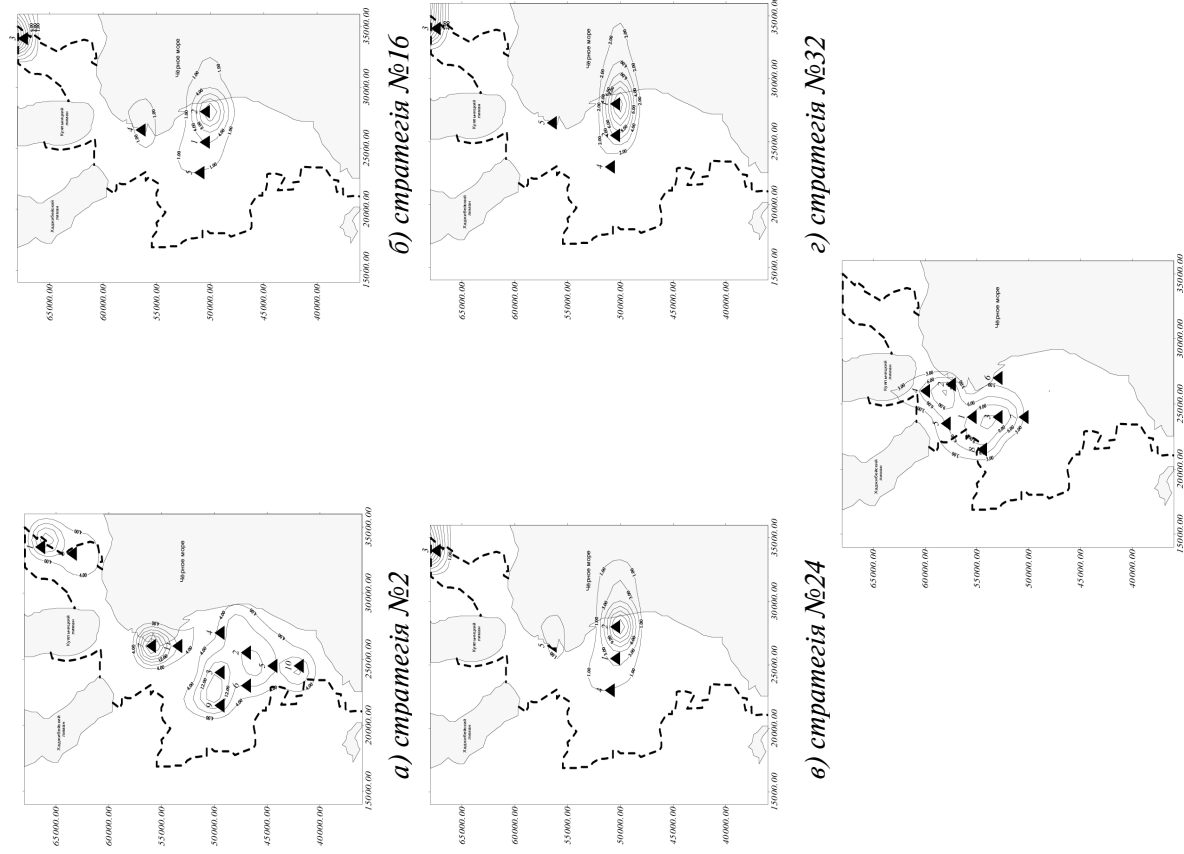
Метео- ситуація	Стратегії розташування постів						
	№1	№2	№16	№24	№32	№46	№50
0-1Пн	61,560	138,13	34,550	34,550	34,550	18,991	102,313
0-1ПнСх	43,981	68,139	21,496	21,496	21,496	23,844	60,621
0-1Сх	42,447	42,132	19,823	19,823	19,823	25,883	44,570
0-1ПдСх	45,093	21,928	25,662	25,662	25,662	35,683	53,916
0-1Пд	54,457	25,844	31,300	31,300	31,300	65,894	50,053
0-1Пд3х	60,847	36,001	53,063	53,063	53,063	36,387	76,166
0-13х	70,830	38,827	70,772	70,772	70,772	22,286	76,405
0-1Пд3х	66,487	66,952	43,663	43,663	43,663	25,083	94,575
2-5Пн	25,959	62,332	11,298	11,298	11,298	5,299	46,285
2-5ПнСх	10,167	18,896	3,516	3,516	3,516	7,892	20,715
2-5Сх	14,720	14,644	8,081	8,081	8,081	9,592	17,551
2-5ПдСх	13,672	5,539	9,105	9,105	9,105	11,242	21,519
2-5Пд	18,975	7,697	8,521	8,521	8,521	37,293	14,501
2-5Пд3х	19,646	15,150	17,501	17,501	17,501	13,048	26,188
2-53х	33,233	10,851	40,846	40,846	40,846	7,932	27,171
2-5Пн3х	28,058	26,636	20,483	20,483	20,483	13,897	42,634
6-9Пн	24,937	62,831	9,452	9,452	9,452	5,499	44,218
6-9ПнСх	10,437	18,935	3,045	3,045	3,045	9,022	19,468
6-9Сх	13,664	14,642	8,436	8,436	8,436	9,348	17,877
6-9ПдСх	14,035	5,794	9,093	9,093	9,093	13,048	21,217
6-9Пд	18,098	8,012	8,496	8,496	8,496	37,850	14,291
6-9Пд3х	20,206	15,904	17,461	17,461	17,461	13,719	27,370
6-93х	33,237	11,997	37,521	37,521	37,521	7,937	25,541
6-9Пн3х	26,327	23,518	17,785	17,785	17,785	12,263	37,853
10-13Пн	24,234	66,757	8,340	8,340	8,340	5,483	43,103
10-13ПнСх	12,015	18,665	3,356	3,356	3,356	10,926	18,953
10-13Сх	13,148	15,185	7,989	7,989	7,989	8,525	17,298
10-13ПдСх	15,463	6,255	9,214	9,214	9,214	15,700	21,433
10-13Пд	19,164	8,835	8,428	8,428	8,428	41,850	15,323
10-13Пд3х	19,323	16,118	17,003	17,003	17,003	14,635	25,322

10-133х	31,040	11,560	33,296	33,296	33,296	7,301	23,748
10-13Пн3х	26,441	22,717	14,939	14,939	14,939	10,634	35,181
14-17Пн	23,951	69,185	8,216	8,216	8,216	5,440	43,015
14-17ПнСх	11,847	18,130	2,875	2,875	2,875	12,772	17,612
14-17Сх	13,323	16,245	8,046	8,046	8,046	9,123	17,290
14-17ПдСх	16,110	6,541	9,695	9,695	9,695	17,067	21,327
14-17Пд	19,718	9,642	8,416	8,416	8,416	45,313	15,286
14-17Пд3х	19,819	16,641	16,251	16,251	16,251	14,784	25,151
14-173х	31,486	12,046	31,335	31,335	31,335	9,145	23,821
14-17Пн3х	26,500	21,810	12,869	12,869	12,869	9,932	32,299
18-21Пн	25,504	71,000	8,884	8,884	8,884	5,202	43,141
18-21ПнСх	12,296	18,098	2,756	2,756	2,756	14,290	17,223
18-21Сх	12,681	16,360	7,866	7,866	7,866	8,207	16,802
18-21ПдСх	15,012	6,181	8,875	8,875	8,875	17,177	20,333
18-21Пд	20,255	10,117	8,561	8,561	8,561	46,205	15,425
18-21Пд3х	19,619	16,670	16,346	16,346	16,346	14,052	24,223
18-213х	31,570	12,092	30,198	30,198	30,198	8,091	23,306
18-21Пн3х	26,905	21,786	11,675	11,675	11,675	8,918	31,312

Таблиця 1.6 – Матриця ризиків деяких стратегій гри

Метео- ситуація	Стратегії розташування постів						
	№1	№2	№16	№24	№32	№46	№50
0-1Пн	76,574	0,000	103,58	103,583	103,583	119,142	35,820
0-1ПнСх	60,330	36,171	82,815	82,815	82,815	80,467	43,689
0-1Сх	42,267	42,582	64,891	64,891	64,891	58,830	40,144
0-1ПдСх	32,195	55,360	51,625	51,625	51,625	41,604	23,372
0-1Пд	23,437	52,050	46,595	46,595	46,595	12,000	27,841
0-1Пд3х	30,932	55,778	38,716	38,716	38,716	55,391	15,612
0-13х	13,871	45,875	13,929	13,929	13,929	62,416	8,296
0-1Пд3х	43,946	43,481	66,770	66,770	66,770	85,351	15,859
2-5Пн	36,373	0,000	51,034	51,034	51,034	57,033	16,047
2-5 ПнСх	42,088	33,359	48,740	48,740	48,740	44,364	31,541
2-5Сх	25,836	25,912	32,475	32,475	32,475	30,964	23,005
2-5ПдСх	15,122	23,255	19,689	19,689	19,689	17,551	7,275
2-5Пд	18,317	29,595	28,772	28,772	28,772	0,000	22,792

Метео- ситуація	Стратегії розташування постів						
	№1	№2	№16	№24	№32	№46	№50
2-5Пд3х	14,956	19,452	17,102	17,102	17,102	21,555	8,414
2-53х	7,668	30,050	0,055	0,055	0,055	32,968	13,730
2-5Пн3х	20,952	22,374	28,526	28,526	28,526	35,113	6,376
6-9Пн	40,060	2,166	55,545	55,545	55,545	59,498	20,779
6-9ПнСх	46,508	38,010	53,899	53,899	53,899	47,923	37,477
6-9Сх	28,868	27,890	34,095	34,095	34,095	33,184	24,655
6-9ПдСх	14,627	22,868	19,569	19,569	19,569	15,614	7,445
6-9Пд	19,752	29,838	29,354	29,354	29,354	0,000	23,555
6-9Пд3х	15,662	19,964	18,407	18,407	18,407	22,149	8,498
6-93х	5,309	26,549	1,026	1,026	1,026	30,610	13,006
6-9Пн3х	22,177	24,986	30,720	30,720	30,720	36,241	10,651
10-13Пн	42,522	0,000	58,417	58,417	58,417	61,273	23,653
10-13ПнСх	48,753	42,103	57,412	57,412	57,412	49,843	41,815
10-13Сх	29,057	27,020	34,216	34,216	34,216	33,679	24,906
10-13ПдСх	14,555	23,763	20,804	20,804	20,804	14,318	8,585
10-13Пд	22,686	33,016	33,422	33,422	33,422	0,000	26,527
10-13Пд3х	16,408	19,613	18,728	18,728	18,728	21,096	10,409
10-133х	3,398	22,878	1,141	1,141	1,141	27,137	10,689
10-13Пн3х	22,124	25,848	33,626	33,626	33,626	37,931	13,384
14-17Пн	50,188	4,954	65,923	65,923	65,923	68,700	31,124
14-17ПнСх	51,422	45,138	60,394	60,394	60,394	50,497	45,656
14-17Сх	27,410	24,487	32,687	32,687	32,687	31,609	23,443
14-17ПдСх	15,528	25,097	21,943	21,943	21,943	14,571	10,312
14-17Пд	25,595	35,671	36,897	36,897	36,897	0,000	30,027
14-17Пд3х	16,127	19,305	19,695	19,695	19,695	21,162	10,795
14-173х	3,126	22,567	3,278	3,278	3,278	25,468	10,792
14-17Пн3х	22,543	27,233	36,173	36,173	36,173	39,111	16,744
18-21Пн	54,665	9,169	71,285	71,285	71,285	74,967	37,027
18-21ПнСх	51,661	45,859	61,201	61,201	61,201	49,667	46,734
18-21Сх	26,935	23,256	31,750	31,750	31,750	31,409	22,814
18-21ПдСх	17,638	26,469	23,775	23,775	23,775	15,473	12,317
18-21Пд	25,950	36,087	37,643	37,643	37,643	0,000	30,780
18-21Пд3х	17,035	19,983	20,307	20,307	20,307	22,601	12,430
18-213х	1,207	20,685	2,579	2,579	2,579	24,686	9,471
18-21Пн3х	22,365	27,484	37,595	37,595	37,595	40,352	17,958



д) стратегія № 46
Рис. 1.6 Карти-схеми полів «цін» та розташування постів деяких стратегій моніторингу.

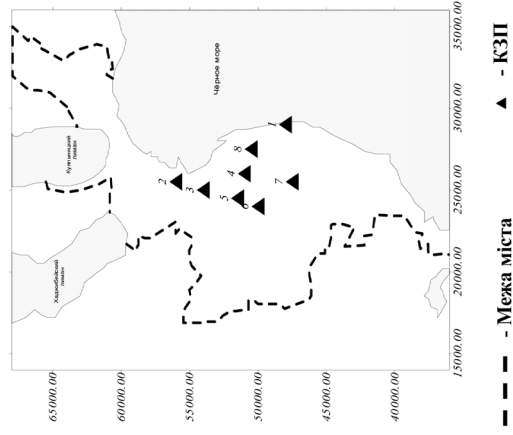


Рис. 1.7 Карта-схема розташування постів спостережень стратегії №1 (існуюча мережа постів моніторингу атмосфери).

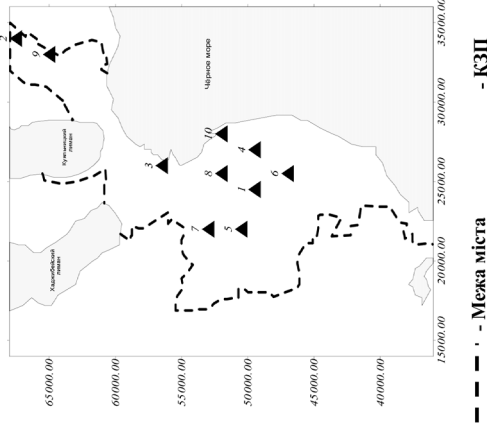


Рис. 1.8 Карта-схема розташування постів спостережень стратегії №50 (оптимальна, в середньому, стратегія).

Остаточний вибір залишається за особою, яка приймає рішення стосовно реального розташування постів. Цей приклад показує можливість методики для забезпечення обґрунтованого прийняття такого рішення. Стратегія №1 відповідає існуючій мережі стаціонарних постів моніторингу забруднення атмосфери в м.Одесі. Карта-схема розташування існуючої мережі представлена на рис. 1.7. Кількість постів мережі — 8. Показник ефективності дорівнює 23.395 у.о., а середній ризик використання стратегії — 25.719 у.о., тобто ризик використання даної стратегії вище ніж її ефективність. За показником ефективності стратегія №1 перевершує всі інші стратегії, за винятком стратегії №2 і стратегії №50. За питомою ціною поста ця стратегія поступається стратегіям №16, 24, 32, 50. Відзначимо, що якщо в стратегіях №16, 24, 32 кількість постів менша, ніж в стратегії №1, то в стратегії №50 постів більше.

У цілому ця стратегія, так само як і стратегія №50, не може бути визнана оптимальною для жодної конкретної синоптичної ситуації. Ризик використання цієї стратегії в будь-якій синоптичній ситуації завжди більше нуля.

У синоптичних ситуаціях, які характеризуються слабкими вітрами змінних напрямків, виграш стратегії №1 більше за ризик для метеоситуацій, що мають наступні напрямки переносу: східний, південно-східний, південний, південно-західний, західний і північно-західний. Відношення виграшу до ризику при цих напрямках вітру змінюється приблизно від 1 до 5. Найбільше відношення отримано при західному переносі. При північному і північно-східному вітрі виграш стратегії №1 менше від ризику використання даної стратегії.

Зі збільшенням швидкості переносу виграш стратегії №1 зменшується, а ризик зростає. Для метеоситуацій зі швидкостями вітру 2-5 м/с виграш перевищує ризик вже тільки при південному, південно-західному, західному і північно-західному напрямках переносу. При цьому величина відношення виграшу до ризику зменшується, а максимальна, отримана при західному вітрі, складає 4,3.

В інших градаціях швидкості вітру найбільш вигідними для стратегії №1 є тиллові і теплі сектори циклонів, а також північні і північно-західні частини антициклонів. Відношення виграшу до ризику при збільшенні швидкості вітру в північних частинах антициклонів зростає і при швидкості 18-21 м/с стає рівним 26,1. Відзначимо, що такі швидкості вітру — досить нечасте явище для м.Одеси.

Стратегія №1 відносно добре «обслуговує» невелику кількість синоптичних ситуацій, що характеризуються західною складовою переносу. Однак при західних вітрах одержані найменші середні по території міста «ціни». Все вищесказане, з огляду також на різницю в кількості постів стратегій, і обумовлює меншу, у порівнянні зі стратегіями №50 і №2, ефективність існуючої мережі. Випраші стратегії №1 практично для всіх градацій швидкостей і напрямків вітру, крім південного і західного, нижчі, а ризики використання вищі ніж у стратегії №50.

Зроблені при аналізі характеристик стратегії №1 висновки дозволяють, у разі потреби, більш раціонально розташовувати нові пости чи змінювати конфігурацію існуючої мережі постів. Наприклад, при збільшенні кількості постів доцільно нові пости розміщати в точках, які забезпечують більш високий випраш стратегії №1 для північно-східних і східних частин антициклонів, тилів і північних частин циклонів. Однією з таких точок може бути обрана точка у якій розміщується, наприклад, пост №2 стратегії №50. При визначенні місць встановлення нового поста для стратегії №1 також доцільно орієнтуватися на пост №1 стратегії №2. Цей пост (координати $X=33500$ м $Y=66500$ м (табл.1.4)) досить близько розташований до поста №2 стратегії №50 (координати $X=34000$ м $Y=67500$ м). Стратегія №2, що, як указувалося раніше, за показником ефективності перевершує стратегію №1, є оптимальною для тилівих частин циклонів і північно-східних частин антициклонів, які характеризуються північним переносом при швидкості вітру в градаціях 0-1, 2-5 і 10-13 м/с. Сумарна ймовірність вітрів цих швидкостей і напрямків для Одеси досить висока.

Зазвичай, зміна місця розташування будь-якого з існуючих постів спостережень пов'язана як із зайвими витратами на демонтаж устаткування, так і, найголовніше, з великою ймовірністю втрати для подальшої статистичної обробки великої кількості даних у зв'язку з втратою однорідності часових рядів спостережень. Тому, навіть при незначній зміні координат існуючих постів раціонально робити попереднє експериментальне обстеження нового місця розташування поста з метою перевірки однорідності рядів спостережень. Це може бути здійснено за допомогою маршрутних постів спостережень.

Стратегія №2 забезпечує показник ефективності, вищий за стратегію №1, але нижчий за стратегію №50. За кількістю постів (11) вона перевершує зазначені вище стратегії розташування. Це і забезпечує

даний стратегії більший показник ефективності в порівнянні зі стратегією №1. За величиною випрашу стратегія №2 перевершує стратегії №1 і №50 лише для північно-західних і південно-східних частин антициклонів і північно-західних частин циклонів. Відповідно ризик використання стратегії №2 для цих синоптичних ситуацій найменший із трьох стратегій.

Три проаналізовані стратегії розміщення постів (№1,2,50) мають найбільші показники ефективності з усіх стратегій, що брали участь у грі, і тому є найбільш цікавими при розміщенні стаціонарних постів спостережень. Однак методика ігрового розташування мережі постів моніторингу придатна для оптимізації розташування не тільки стаціонарних, але і маршрутних постів спостережень за забрудненням атмосфери. Це істотно відмінність даної методики від методик, що були розглянуті раніше.

1.3.5 Розробка програм спостережень маршрутних постів

Мережа маршрутних спостережень є складовою і досить значною частиною, принаймні для України, системи моніторингу забруднення атмосферного повітря. Для маршрутних спостережень використовуються обладнані автомобіли. Виміри здійснюються при зупинках автомобілів у заздалегідь установлених точках у ті самі терміни щодня чи через день за графіком. Маршрутні пости можуть використовуватися для вирішення як задач, що стоять перед мережею ЗДССКА чи АСКЗА, так і, в силу їхньої специфіки, таких задач як:

- перевірка репрезентативності розміщення стаціонарних постів;
- проведення підфакельних вимірів;
- уточнення меж санітарно-захисних зон підприємств і виявлення неорганізованих викидів;
- визначення вертикального і горизонтального профілів забруднень;
- експериментальна оцінка газогазових ефективності планувальних елементів міста;
- експедитивні обстеження забруднення повітря і т.п.

Усі ці задачі лежать у рамках основної — регулювання якості атмосферного повітря. При цьому, використання маршрутних постів дозволяє в значній мірі підвищити ефективність роботи, спільної зі стаціонарною мережею, без значного збільшення витрат.

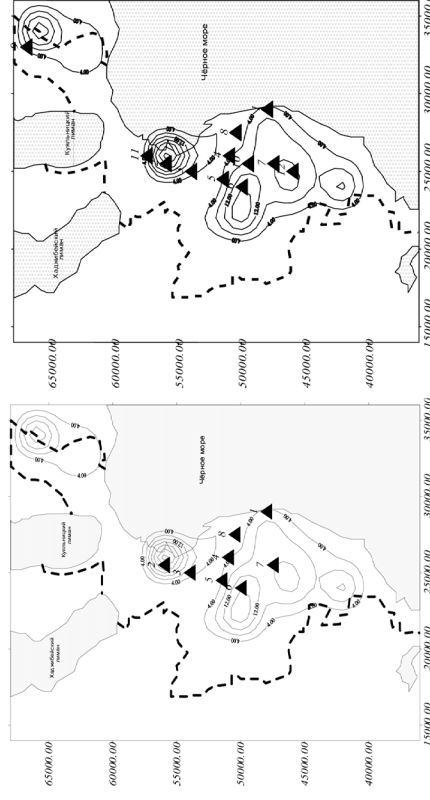
За допомогою методики ігрового розташування можуть бути визначені маршрути і точки зупинки маршрутних постів спостережень як при наявності, так і при відсутності стаціонарної мережі спостережень у місті.

У випадку відсутності стаціонарної мережі, за допомогою оптимізації у визначеній синоптичній ситуації стратегій розміщення, одержаний за допомогою формального підходу, може бути визначена необхідна кількість і розроблена програма спостережень маршрутних постів. При надходженні прогнозу синоптичної ситуації вибирається той чи інший маршрут руху поста (постів).

Як зазначалось вище, при визначенні цих стратегій кількість постів жорстко не встановлювалась, а використовувався параметр ϵ . У зв'язку з цим і досить істотними розбіжностями між полями «цін», стратегії, отримані як оптимальні для одних градацій швидкості вітру, виявилися оптимальними і при інших швидкостях. У цій ситуації із гри відразу можна виключити задалегідь невигідні стратегії. При цьому зручно користуватися матрицею ризиків. Стратегії, у яких немає ризиків рівних нулю, є невигідними стратегіями. Це стосується тільки тих стратегій розташування постів, що визначалися як оптимальні для конкретної метеоситуації (стратегії №2-№49). Наприклад, у першій грі можна виключити стратегії №10-12, 14, 16, 19-22, 24-30, 32, 34-39, 41 (загальна кількість – 24 стратегії). Ті, що залишилися, можна використати для організації мережі маршрутних спостережень. При цьому маршрути постів можуть вибиратися з періодичністю, що залежить від періодичності надходження прогнозу метеоситуації.

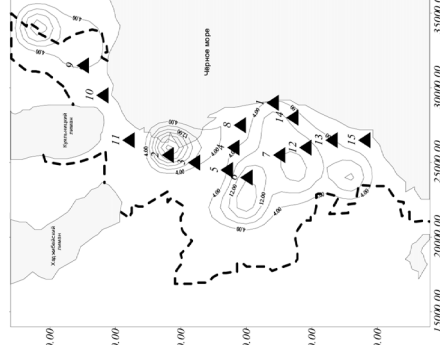
При наявності стаціонарної мережі кількість і точки зупинки маршрутних постів спостережень можна визначити з урахуванням наявних стаціонарних постів. Вони, як і у випадку відсутності стаціонарних постів, можуть бути розроблені задалегідь для визначених синоптичних ситуацій.

З огляду на «погане обслуговування» існуючою стаціонарною мережею м.Одеси синоптичних ситуацій, що характеризуються переносом з північними складовими, які мають досить високу імовірність, розробимо, як приклад, маршрут спостережень для забезпечення більшої ефективності мережі. Для цього складемо другу гру. До неї включимо чотири стратегії розташування постів, одержані за допомогою евристичного підходу. Перша стратегія відповідає існуючому розміщенню постів у місті. Інші три отримані шляхом розміщення

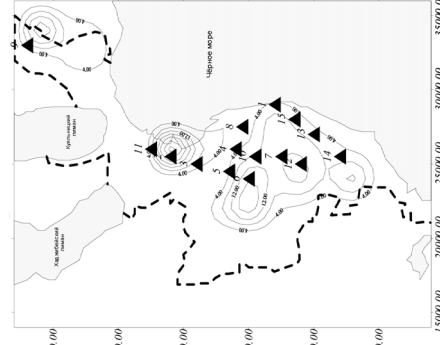


а) стратегія №1

б) стратегія №2



в) стратегія №3



г) стратегія №4

додаткових (до існуючих) постів в полі «цін» при північному напрямку переносу слабкими вітрами, що, як було показано вище, характеризуються найбільшими середніми по території міста і максимальними «цінами» (збитками). В другій стратегії кількість додаткових точок (4) обрано з розрахунку на один маршрутний пост при досить слабкому його завантаженні. Як відомо, маршрутний пост може обслужити за роботу зміну до восьми точок контролю. В стратегіях три і чотири кількість додаткових точок – сім. При необхідності їх число може бути

збільшено. Якщо при розміщенні додаткових постів у стратегіях №2 і №4 точки зупинки постів визначалися з використанням карти полів «цін» для зазначеної синоптичної ситуації, то в стратегії №3 додаткові точки вибиралися з метою найбільшого «охоплення» території міста і рівномірного їх розподілу вздовж берегової смуги. Карті-схеми стратегій розташування постів на полі «цін» представлені на рис. 1.9.

Розрахункові характеристики стратегій другої гри представлені в табл. 1.7. Платіжна матриця гри і матриця ризиків наводяться відповідно в табл. 1.8, 1.9.

За показником ефективності і середнім ризиком в даній грі стратегія №4 є оптимальною. $C_{\text{дл}}$ додаткових точок контролю забезпечують підвищення ефективності існуючої мережі в 1,65 разу. При цьому різко падає ризик використання даної стратегії в порівнянні з існуючою мережею. Необхідно відзначити, що ризики використання тих чи інших стратегій можуть порівнюватись лише в рамках однієї гри. В різних іграх, при зміні умов гри, наприклад, наборів стратегій, ризики використання для однієї і тієї ж стратегії будуть різними. Відповідно до платіжної матриці при синоптичних ситуаціях, для яких характерний перенос з північною складовою, стратегія №4 забезпечує вигравш, у два і більше рази вищий, ніж вигравш стратегії №1. При цьому ризик використання стратегії №4 у цих ситуаціях у даній грі дорівнює нулю.

Стратегія №3 значно поступається стратегії №4 за всіма розрахунковими показниками, хоча кількість точок розташування постів у цих стратегіях однакова. Відзначимо, що при розробці стратегії №3 додаткові точки розміщувалися вздовж берегової лінії, яка простягається з північного сходу на південний захід, з метою рівномірно розподілити пости у віддалених від центра і не охоплених контролем районах міста. Як виявилось, таке розміщення не є ефективним. До того ж питома ціна поста в цій стратегії найменша. Лише при південно-західних переносах з досить високими швидкостями вітру вона забезпечує трохи більшу ефективність, у порівнянні з іншими стратегіями. Однак ця гра проводилась з метою визначення додаткових точок розташування при синоптичних ситуаціях, що мають північну складову в напрямку переносу.

За питоמוю ціною поста стратегія №2 перевершує всі стратегії даної гри. Вона є другою за ефективністю та поступається лише стратегії №4.

Таблиця 1.7 – Розрахункові характеристики стратегій розташування другої гри

№ стратегії	Кількість постів	Координати			Середня ціна поста з врахуванням імовірності метеоситуацій, у.о.	Показник ефективності, у.о.	Питома ціна поста, у.о.	Середній ризик стратегії, у.о.
		X	Y					
1	2	3	4	5	6	7	8	
1	8	29000	48000	0,7217	23,395	2,924	15,308	
		25500	56000	2,7365				
		25000	54000	1,277				
		26000	51000	3,2833				
		24500	51500	3,4409				
		24000	50000	6,331				
		25500	47500	2,8249				
		27500	50500	2,7799				
2	12	29000	48000	0,7217	36,14	3,012	2,563	
		25500	56000	2,7365				
		25000	54000	1,277				
		26000	51000	3,2833				
		24500	51500	3,4409				
		24000	50000	6,331				
		25500	47500	2,8249				
		27500	50500	2,7799				
		33000	67000	3,0119				
		25500	49500	5,439				
		26000	57500	2,0348				
		25000	46000	2,2595				
3	15	29000	48000	0,7217	28,805	1,92	9,898	
		25500	56000	2,7365				
		25000	54000	1,277				
		26000	51000	3,2833				

№ стратегії	Кількість постів	Координати		Середня ціна поста з врахуванням імовірності метеосуттєвості, у.о.	Показник ефективності, у.о.	Питома ціна поста, у.о.	Середній ризик стратегії, у.о.
		X	Y				
		24500	51500	3,4409			
		24000	50000	6,331			
		25500	47500	2,8249			
		27500	50500	2,7799			
		31500	62500	0,4835			
		29500	61000	0,6464			
		26500	59000	1,0234			
		26000	45500	1,0917			
		26500	43500	0,5083			
		28000	46500	1,3341			
		26500	41000	0,3224			
4	15	29000	48000	0,7217	38,666	2,578	0,037
		25500	56000	2,7365			
		25000	54000	1,277			
		26000	51000	3,2833			
		24500	51500	3,4409			
		24000	50000	6,331			
		25500	47500	2,8249			
		27500	50500	2,7799			
		33000	67000	3,0119			
		25500	49500	5,439			
		26000	57500	2,0348			
		25000	46000	2,2595			
		27000	45000	0,6448			
		25500	43000	0,5466			
		28000	46500	1,3341			

Таблиця 1.8 – Плагіжна матриця

Метеоситуація	№ стратегії			
	1	2	3	4
0-1Пн	61,56	113,428	93,608	130,484
0-1ПнСх	43,981	96,227	55,324	96,705
0-1Сх	42,447	59,499	45,578	59,785
0-1ПдС	45,093	63,32	47,768	63,653
0-1Пд	54,457	77,114	68,902	77,412
0-1Пд3х	60,847	79,079	75,067	79,774
0-13х	70,83	89,491	73,801	90,706
0-1Пн3х	66,487	101,05	85,829	118,075
2-5Пн	25,959	42,19	33,825	46,52
2-5ПнСх	10,167	30,503	12,598	30,645
2-5Сх	14,72	20,652	15,807	20,732
2-5ПдСх	13,672	20,301	14,658	20,375
2-5Пд	18,975	28,48	22,913	28,52
2-5Пд3х	19,646	25,511	25,727	25,939
2-53х	33,233	38,628	34,711	39,46
2-5Пн3х	28,058	45,973	36,185	53,508
6-9Пн	24,937	41,807	33,962	47,257
6-9ПнС	10,437	28,928	13,197	29,122
6-9Сх	13,664	19,855	14,647	19,943
6-9ПдСх	14,035	18,683	14,888	18,771
6-9Пд	18,098	28,079	22,946	28,141
6-9Пд3х	20,206	25,394	27,165	26,129
6-93х	33,237	38,669	35,118	39,811
6-9Пн3х	26,327	44,344	35,499	52,872
10-13Пн	24,234	42,398	34,557	49,35
10-13ПнСх	12,015	27,999	15,584	28,241
10-13Сх	13,148	19,231	14,115	19,358
10-13ПдСх	15,463	19,82	16,411	19,951
10-13Пд	19,164	28,768	25,807	28,898
10-13Пд3х	19,323	23,938	27,395	24,808
10-133х	31,04	36,655	33,085	37,885
10-13Пн3х	26,441	43,47	38,975	55,082

Метеоси- туация	№ стратегії			
	1	2	3	4
14-17Пн	23,951	43,825	36,028	51,611
14-17ПнСх	11,847	26,84	15,86	27,128
14-17Сх	13,323	19,087	14,406	19,207
14-17ПдСх	16,11	20,142	17,333	20,324
14-17Пд	19,718	30,865	27,142	31,018
14-17Пд3х	19,819	24,122	28,736	25,139
14-173х	31,486	36,904	33,871	38,318
14-17Пн3х	26,5	42,218	41,676	56,638
18-21Пн	25,504	47,395	40,194	56,036
18-21ПнСх	12,296	25,832	16,42	26,153
18-21Сх	12,681	18,138	13,598	18,344
18-21ПдСх	15,012	18,59	16,213	18,742
18-21Пд	20,255	30,192	28,052	30,351
18-21Пд3х	19,619	23,638	29,101	24,66
18-213х	31,57	37,283	34,1	38,692
18-21Пн3х	26,905	41,795	42,908	56,797

Таблиця 1.9 – Матриця ризиків

Метеоси- туация	№ стратегії			
	1	2	3	4
0-1Пн	68,924	17,056	36,876	0
0-1ПнСх	52,724	0,477	41,381	0
0-1Сх	17,338	0,286	14,207	0
0-1ПдСх	18,561	0,334	15,886	0
0-1Пд	22,955	0,298	8,51	0
0-1Пд3х	18,927	0,695	4,707	0
0-13х	19,875	1,215	16,905	0
0-1Пн3х	51,588	17,026	32,246	0
2-5Пн	20,561	4,33	12,695	0
2-5ПнСх	20,478	0,142	18,046	0
2-5Сх	6,011	0,079	4,925	0
2-5ПдСх	6,703	0,074	5,718	0
2-5Пд	9,545	0,04	5,607	0
2-5Пд3х	6,293	0,428	0,212	0

Метеоси- туация	№ стратегії			
	1	2	3	4
2-53х	6,228	0,832	4,749	0
2-5Пн3х	25,45	7,535	17,323	0
6-9Пн	22,321	5,451	13,295	0
6-9ПнСх	18,686	0,194	15,926	0
6-9Сх	6,279	0,088	5,296	0
6-9ПдСх	4,736	0,088	3,883	0
6-9Пд	10,044	0,062	5,195	0
6-9Пд3х	6,959	1,771	0	1,036
6-93х	6,574	1,142	4,693	0
6-9Пн3х	26,546	8,528	17,374	0
10-13Пн	25,116	6,952	14,793	0
10-13ПнСх	16,226	0,242	12,657	0
10-13С	6,21	0,127	5,242	0
10-13ПдСх	4,488	0,131	3,54	0
10-13Пд	9,735	0,13	3,091	0
10-13Пд3х	8,073	3,457	0	2,587
10-133х	6,845	1,23	4,801	0
10-13Пн3х	28,642	11,612	16,107	0
14-17Пн	27,66	7,786	15,583	0
14-17ПнСх	15,282	0,288	11,269	0
14-17Сх	5,884	0,119	4,8	0
14-17ПдСх	4,213	0,182	2,991	0
14-17Пд	11,3	0,153	3,876	0
14-17Пд3х	8,917	4,615	0	3,597
14-173х	6,831	1,414	4,447	0
14-17Пн3х	30,138	14,42	14,962	0
18-21Пн	30,532	8,641	15,842	0
18-21ПнСх	13,857	0,321	9,733	0
18-21Сх	5,663	0,206	4,746	0
18-21ПдСх	3,73	0,152	2,529	0
18-21Пд	10,096	0,159	2,298	0
18-21Пд3х	9,482	5,463	0	4,441
18-213х	7,122	1,409	4,592	0
18-21Пн3х	29,892	15,002	13,888	0

Відзначимо, що перші дванадцять точок розміщення останньої стратегії збігаються з точками стратегії №2. Лише великою кількістю постів забезпечується більш висока ефективність стратегії №4. При неможливості повного завантаження маршрутних постів може використовуватися друга стратегія. При напрямках переносу з північної складовою вона забезпечує досить високу, у порівнянні з першою і четвертою стратегіями, ефективність. Порядком обходу точок зупинки, визначення якого є необхідним елементом при розробці програм спостережень маршрутних постів, однозначно визначається номером установлені точки (рис. 1.9).

Методика ігрового розташування мережі постів моніторингу забруднення повітря при розробці програм маршрутних спостережень з урахуванням існуючої в місті стаціонарної мережі дозволяє прийняти обґрунтовані рішення й оперативно керувати маршрутною мережею.

Можна відзначити, що ефективність стратегій №2 і №4 перевищує ефективність оптимальної в середньому, з урахуванням імовірності метеоситуацій, стратегії №50, одержані раніше (п.1.3.4). При їх розробці максимальна відстань між постами не обмежувалась, а вибиралась евристично. При визначенні стратегії №50, одержані за допомогою формального підходу, вона встановлювалась рівною 2 км. В результаті відстань між постами в стратегіях №2 і №4 останньої гри виявилася в межах 1–1.5 км. Цим, а також великою кількістю постів, зумовлена більш висока ефективність останніх стратегій.

Маршрутні пости можуть використовуватися не тільки для підвищення ефективності роботи спільної мережі. Крім прогнозу синоптичних ситуацій, при розробці маршрутів спостережень можуть також враховуватися зміни режиму роботи джерел викидів. При автоматизації процесу надходження такої інформації, за допомогою методики можуть оперативно визначатися маршрути спостережень. Поєднані в мережу оперативного контролю, маршрутні пости можуть використовуватися для вирішення задач, що потребують досить швидкого реагування. При контролі джерел викидів, контролі виконання заходів щодо скорочення викидів підприємств, визначенні забруднень при аварійних і залпових викидах і при вирішенні багатьох інших задач у рамках регулювання якості атмосферного повітря, така мережа оперативного контролю уявляється цілком перспективною. Ці питання визначають подальші дослідження при вдосконаленні методики ігрового розташування мережі постів моніторингу забруднення атмосфери.

Хоча дана методика не вільна від недоліків, вона має низку переваг, безумовно важливих, при вирішенні задачі оптимізації мережі постів моніторингу атмосфери. Використання ж методів дослідження операцій, зокрема теорії ігор і статичних рішень, дозволяє об'єктивно, на науковій основі оперувати такими соціально залежними характеристиками як випади, ризик, збиток, які неминуче виникають при вирішенні питань охорони навколишнього середовища.

Вирішення подібних задач дозволило б практично реалізувати принципи створення моніторингу й охорони повітряних басейнів міст України в найбільш повній постановці.

РОЗДІЛ 2

ОЦІНКА ЗАБРУДНЕННЯ

АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ МЕТОДАМИ

СТАТИСТИЧНОГО АНАЛІЗУ

2.1 Постановка задачі

Поле забруднення атмосферного повітря міста в деякий момент часу залежить від багатьох факторів. Насамперед, – це кількість, характер, режим роботи і розміщення джерел шкідливих речовин, основними з яких є промислові підприємства і транспорт.

Через те, що джерела домішок розташовуються в межах граничного шару атмосфери, процеси, які протікають у ньому, впливають на формування полів концентрацій інгредієнтів. Основними механізмами, що приводять до поширення домішки, є їхній перенос упорядкованими рухами, а також турбулентними вихорами. Особливості структури вертикального профілю швидкості вітру в межах граничного шару атмосфери, інтенсивність турбулентності залежать від термічної стратифікації повітря. Різний стан граничного шару атмосфери створює певні умови для накопичення чи розсіювання домішок в атмосфері. Відбувається еволюторне збільшення чи зменшення за часом концентрації домішки, що прийнято називати тенденцією чи трендом. На тренди накладаються періодичні коливання, обумовлені добовим, сезонним чи річним ходом метеорологічних величин у граничному шарі атмосфери, а також іншими періодичними процесами.

Поряд зі стійкою еволюторною складовою процеси формування полів концентрацій домішок мають і випадковий компонент, що викликає за рахунок впливу турбулентності атмосфери і нестационарності роботи джерел. Таким чином, зміна концентрації домішки $q(t)$ у деякій точці території міста є нестационарним випадковим процесом вигляду

$$q(t) = q(t) + q_3(t), \quad (2.1)$$

де $q(t)$ – детермінована основа процесу, що включає тренди і довготренді коливання; $q_3(t)$ – стаціонарна випадкова складова процесу.

Детермінована основа процесу $q(t)$ викликає великий інтерес. Характер трендів, що містяться в ній, дає можливість визначити, чи відбувається поступове збільшення забруднення повітряного середовища міста за рахунок розвитку промислових підприємств, збільшення інтенсивності руху транспорту, чи зменшення забруднення в результаті проведення природоохоронних заходів. Порівняння детермінованих основ часових рядів концентрацій інгредієнтів, обмірюваних на мережі контрольно-вимірних пунктів (КВП), розташованих у різних частинах міста, надасть можливість виділити райони, повітряне середовище яких є в середньому найбільш чи найменш забрудненим, установити періоди часу, протягом яких у тому чи іншому районі міста спостерігаються найбільші концентрації шкідливих речовин у повітрі.

Випадкова компонента процесу (2.1) також має велике значення. Характеристики статистичної структури випадкової компоненти дають уявлення про часові масштаби флуктуації концентрацій інгредієнтів у тій чи іншій точці міста, про величини мінливості концентрацій інгредієнтів, про характер періодичних коливань концентрацій тощо. Усі ці характеристики можна визначити за допомогою кореляційного і спектрального аналізу, який може бути застосований для стаціонарного випадкового процесу.

Таким чином, виникає задача відділення детермінованої основи від стаціонарної випадкової складової, яка в теорії випадкових процесів зветься задачею фільтрації. Отже, однією з основних задач статистичного аналізу часових рядів концентрацій інгредієнтів, що представляють собою нестационарні випадкові послідовності, є виділення детермінованих основ процесів і їхній аналіз.

Як буде показано нижче, фільтрація, чи згладжування часових рядів, повинна виконуватися з урахуванням періодичностей, властивих досліджуваному процесу. Ясно, що періодичні компоненти представляють і самостійний інтерес.

Характеристики статистичної структури рядів концентрацій домішок мають велике значення при побудові статистичних моделей, які розробляються при вирішенні ряду прикладних задач. До них відноситься задача оцінки вірогідності вимірюваних концентрацій шкідливих домішок атмосфери, у тому числі й автоматизованими системами контролю. Іншою важливою задачею є задача розробки статистичних моделей прогнозу рівня забруднення атмосфери з різною завчасністю.

Статистичний аналіз концентрацій, вимірюваних на мережі КВП, дає можливість одержати дані про фонові характеристики забруднення атмосфери, досліджувати просторові кореляційні залежності між концентраціями інгредієнта при різних синоптичних умовах. Кореляційні зв'язки є основою для побудови статистичних моделей прогнозу рівня забруднення атмосфери міста в цілому, моделей регулювання потужності викиду джерел забруднення з метою досягнення заданих полів концентрацій інгредієнтів при несприятливих метеорологічних умовах, а також оцінки пайової участі джерел викидів у формуванні полів концентрацій шкідливих речовин в атмосферному повітрі промислового міста.

Перераховане коло задач з охорони атмосферного повітря може бути вирішено на основі глибокого і всебічного статистичного аналізу інформації про існуючий стан повітряного басейну міста, отриманої шляхом вимірів на мережі КВП. Вимірювана інформація повинна задовольняти визначені вимоги. До їхнього числа варто віднести вірогідність, систематичність і достатній обсяг, що дозволить сформувати представницькі статистичні сукупності. Крім того, сама вимірювальна мережа повинна бути побудована раціонально, тобто кількість КВП повинна відповідати визначеним вимогам, а місця розміщення вимірювальних пунктів повинні вибиратися таким чином, щоб вони давали досить повну картину стану повітряного басейну міста при будь-яких напрямках переносу повітря.

Визначеним вимогам повинні відповідати і статистичні методи аналізу являв і полів концентрацій інгредієнтів. Їхня реалізація, перше, повинна представити найбільш повну інформацію про ефективність природоохоронних заходів, проведених як окремими підприємствами, так і в місті в цілому, що дозволить спланувати подальшу природоохоронну роботу. По-друге, вони повинні бути основою для математичних моделей, розроблювальних з метою розв'язання прикладних задач.

Комплекс статистичних методів, що, на наш погляд, вирішує поставлені задачі, наведено на рис.2.1 у вигляді блок-схеми. Як впливає з рис.2.1, запропонований комплекс складається з трьох груп статистичних методів, що дають можливість виконати комплексний аналіз екологічного стану повітряного басейну міста і розробити рекомендації щодо вдосконалювання природоохоронних заходів. Пунктирними лініями виділені блоки, які поєднують прикладні задачі, розв'язання

яких здійснюється на базі характеристик і параметрів, вироблених в процесі реалізації зазначених методів статистичного аналізу.

2.2 Методика дослідження статистичної структури часових рядів концентрації забруднюючих речовин

2.2.1 Виявлення прихованих періодичностей

Як показали численні дослідження, часові ряди метеорологічних величин, містять періодичні компоненти, обумовлені хвильовою природою атмосферних процесів. Ця властивість притаманна і часовим рядам концентрацій шкідливих домішок, що містяться в приземному шарі атмосфери.

Існує ряд методів дослідження прихованих періодичностей. На наш погляд, найбільш зручним для реалізації є метод, заснований на інтегральному перетворенні Фур'є. Він дозволяє без будь-яких додаткових досліджень одержати частоти, амплітуди і початкові фази періодичних компонентів, що містяться в часовому ряді. Часовий ряд $q(t)$ концентрації інгредієнта, заданий на відрізку $t \in [-\tau, \tau]$, можна розглядати як кусково-гладку функцію часу.

Таку функцію відповідно до теореми Діріхле можна представити суперпозицією гармонік

$$q(t) = \sum_{k=1}^N A_k \sin(\omega_k t + \varphi_k), \quad (2.2)$$

де A_k — амплітуда k -тої гармоніки; ω_k — її частота; φ_k — початкова фаза.

Як відомо, рівняння (2.2) може бути переписано у вигляді

$$q(t) = \sum_{k=1}^N [a_k \cos \omega_k t + b_k \sin \omega_k t], \quad (2.3)$$

якщо позначити

$$a_k = A_k \sin \varphi_k, \quad (2.4)$$

$$b_k = A_k \cos \varphi_k. \quad (2.5)$$

З рівнянь (2.4) і (2.5) випливає, зокрема, що

$$\varphi_k = \arctg \frac{a_k}{b_k}. \quad (2.6)$$

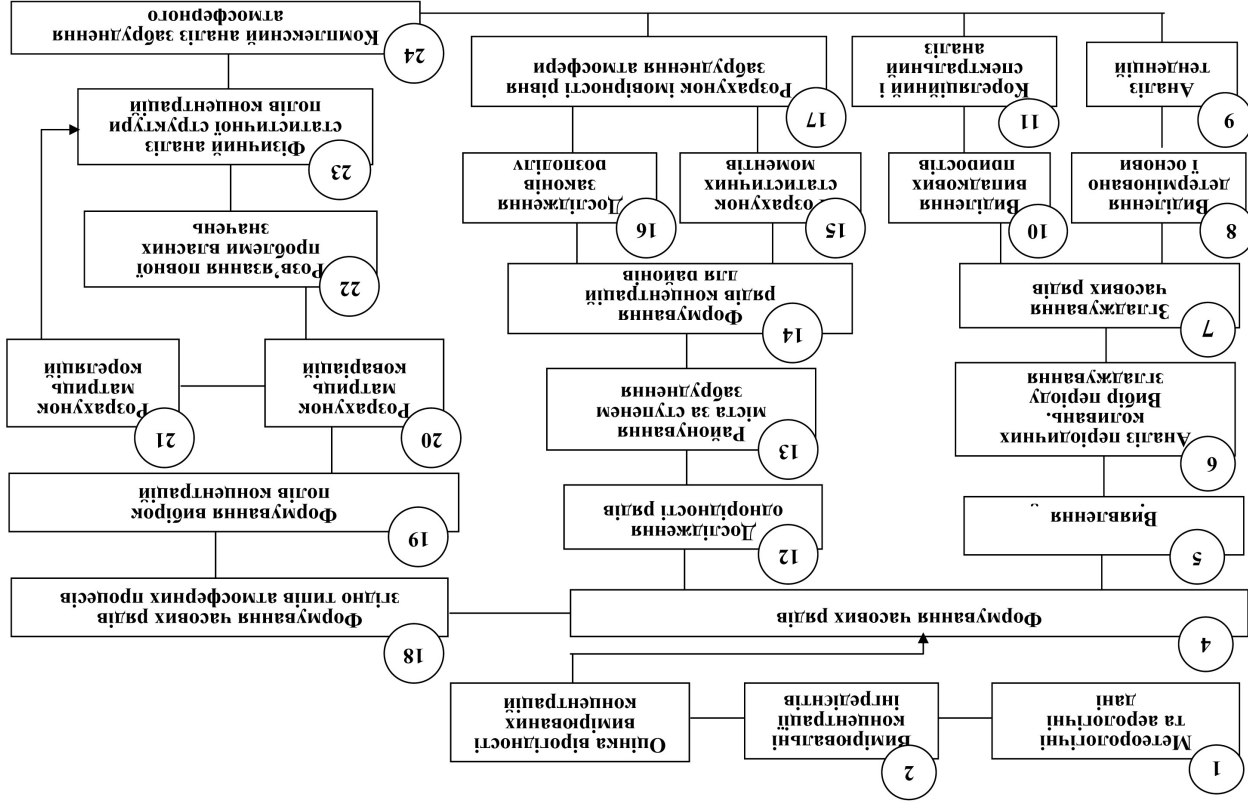


Рис.2.1– Блок-схема комплексного статистичного аналізу забруднення атмосферного повітря великого міста

Для кусково-гладкої функції $q(t)$, визначеної на нескінченному інтервалі, справедливе перетворення Фур'є

$$F(j, \omega) = \int_{-\infty}^{\infty} q(t) e^{-j\omega t} dt. \quad (2.7)$$

Оскільки часовий ряд концентрації інгредієнта визначений на кінцевому інтервалі, його можна апроксимувати наступним чином:

$$q(t) = \begin{cases} q(t) & \text{при } t \in [-\tau, \tau]; \\ 0 & \text{при } |t| > \tau. \end{cases} \quad (2.8)$$

Для такої функції інтеграл Фур'є має вигляд:

$$F_{\tau}(j, \omega) = \frac{1}{\tau} \int_{-\tau}^{\tau} q(t) e^{-j\omega t} dt. \quad (2.9)$$

Якщо використовувати відому формулу Ейлера [1], то інтеграл (2.9) можна представити у вигляді

$$F_{\tau}(j\omega) = u(\omega) - jv(\omega), \quad (2.10)$$

де

$$u(\omega) = \frac{1}{\tau} \int_{-\tau}^{\tau} q(t) \cos \omega t dt, \quad (2.11)$$

$$v(\omega) = \frac{1}{\tau} \int_{-\tau}^{\tau} q(t) \sin \omega t dt. \quad (2.12)$$

Рівняння (2.11) і (2.12) є відповідно косинус- і синус- перетворенням Фур'є функції $q(t)$, апроксимованої виразом (2.8). Якщо частоти гармонійних компонентів, які містяться в $q(t)$, не занадто близькі, то $u(\omega)$ і $v(\omega)$ являють собою криві з різко вираженими піками в точці $\omega = \omega_k$. Висота піків приблизно дорівнює амплітудам парної a_k і непарної b_k складових періодичного коливання з частотою ω_k прихованого в процесі $q(t)$. На тих же частотах ω_k будуть спостерігатися піки амплітуд $A_k = A(\omega_k)$, оскільки $a_k \approx u(\omega_k)$, а $b_k \approx v(\omega_k)$ і

$$A(\omega_k) = [u^2(\omega_k) + v^2(\omega_k)]^{1/2}. \quad (2.13)$$

Для поліпшення селективності перетворень (2.11) і (2.12) були введені множники Гіббса, що зменшують вплив значень $q(t)$, заданих

поблизу меж інтервалу визначення функції. Таким чином, селективні перетворення набувають наступного вигляду:

$$u(\omega) = \frac{1}{\tau} \int_{-\tau}^{\tau} \frac{\sin \pi t / \tau}{2t / \tau} q(t) \cos \omega t dt; \quad (2.14)$$

$$v(t) = \frac{1}{\tau} \int_{-\tau}^{\tau} \frac{\sin \pi t / \tau}{2t / \tau} q(t) \sin \omega t dt. \quad (2.15)$$

Інтервали (2.14) і (2.15) обчислювалися методом прямокутників, для чого відрізок $[-\tau, \tau]$ розбивався на $N=2m+1$ точок, у кожній з яких повинно бути відоме значення досліджуваної функції.

Через обмеженість інтервалу і кінцевого числа точок завдання функції, наявної інформації виявляється недостатньо для визначення параметрів гармонік з періодом $T > 2\tau$ і $T \leq m$. Отже, мінімально і максимально можливі гармоніки, які можуть бути виявлені, мають частоти, розташовані в інтервалі $(\omega_{\min}, \omega_{\max})$, де $\omega_{\min} = \frac{1}{\tau}$, $\omega_{\max} = \frac{1}{\tau}$.

Інтервал дискретності $\Delta\omega$ при числовому інтегруванні необхідно вибирати з урахуванням властивостей множників Гіббса. При їх введенні в селективні перетворення можна гарантувати [2], що вплив амплітуд сусідніх за частотою гармонік не перевершує 0,05 від амплітуди, якщо $\Delta\omega \cdot \tau \geq 4,5$. Звідси випливає, що крок при обчисленні $u(\omega)$ і $v(\omega)$ визначається рівністю

$$\Delta\omega = \frac{4,5}{\tau}. \quad (2.16)$$

Періодичності, що містяться у часовому ряді $q(t)$, визначаються по піках амплітуд $A(\omega)$ на періодограмі (амплітудно-частотній характеристикі). Останні звичайно містять ряд малозабезпечених піків, що утруднюють аналіз. Для їхнього усунення застосовується відомий фільтр Тьюккі [3]:

$$\tilde{A}(\omega_i) = 0,25A(\omega_{i-1}) + 0,5A(\omega_i) + 0,25A(\omega_{i+1}). \quad (2.17)$$

Для визначення періодичностей, характерних для досліджуваного процесу, булується верхня довірна границя для амплітуди з заданою імовірністю. Періоди T_k гармонік ω_k , які відповідають пікам амплітуд, що виходять за довірчу границю, отожнюються з періодом гармоній-

них коливань, які містяться в процесі $q(t)$. Для кожної з них знаходиться початкова фаза за формулою

$$\varphi_k = \arctg \frac{u_k}{v_k}. \quad (2.18)$$

По початковій фазі можна знайти точку h_k на осі часу, що є початком коливання. Для цього використовується формула

$$h_k = \begin{cases} \frac{(\pi + \varphi_k) T_k}{2\pi}, & \text{при } \varphi_k \leq 0, \\ \frac{\varphi_k T_k}{2\pi}, & \text{при } \varphi_k > 0. \end{cases} \quad (2.19)$$

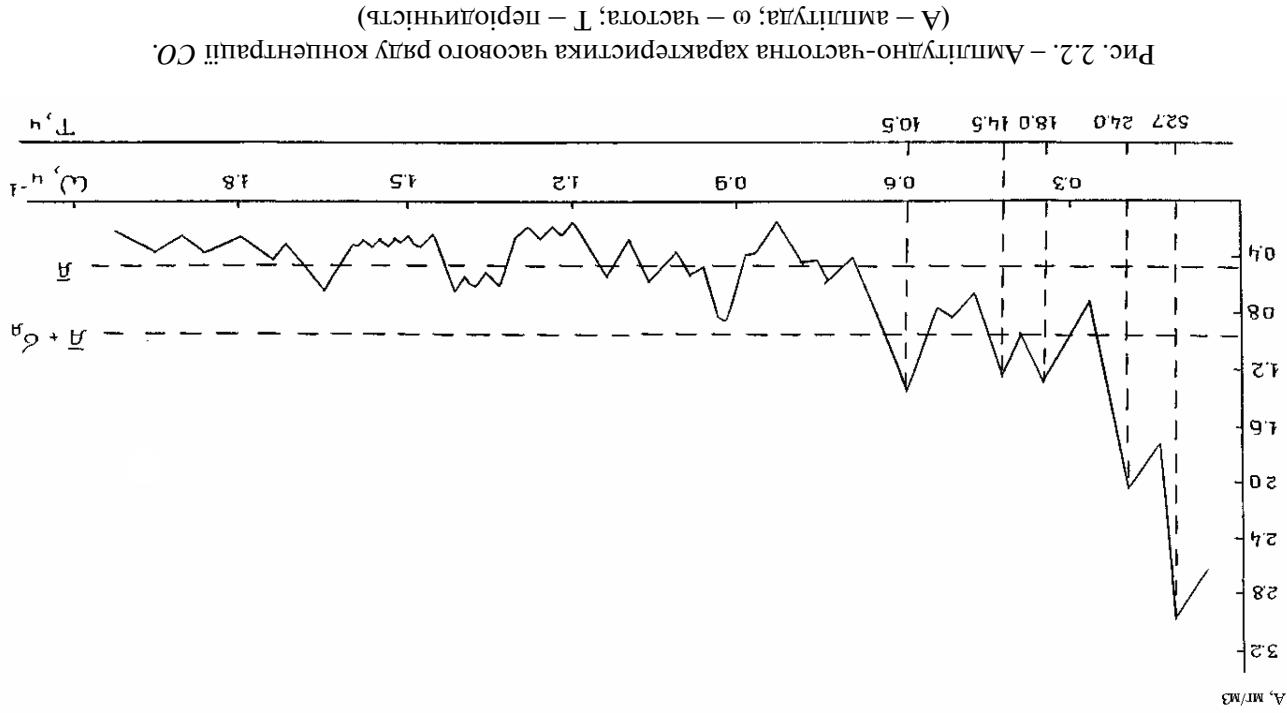
Як приклад, на рис.2.2 наводиться амплітудно-частотна характеристика часового ряду концентрації CO , виміряних за допомогою газоаналізатора ГКП-1. Дискретність ряду складає 1 годину. Всього ряд містить 353 еквідистантних значення CO . З рис.2.2 випливає, що зімовірністю 0,68 у ряді містяться статистично значущі коливання, періоди яких складають 52,7; 31,0; 18,0; 14,5 і 10,5 годин. Найбільшу амплітуду мають дві найбільш низькочастотні періодичності. Велика амплітуда відповідає гармонійному коливанню з періодом, що трохи перевищує 2 доби. Виявлені періодичності використовуються при виділенні з часових рядів концентрації інгредієнтів детермінованих основ.

2.2.2 Згладжування часових рядів

Часовий ряд концентрацій інгредієнтів являє собою реалізацію нестационарного випадкового процесу $q(t)$. Як зазначено вище, він може розглядатися як сума детермінованої і випадкової компонент. У свою чергу, детермінована компонента $q(t)$ складається з трендів $q_1(t)$ і періодичних складових $q_2(t)$, що характеризує в залежності від інтервалу дискретності часового ряду віковий, річний чи добовий хід досліджуваного процесу. Таким чином,

$$q(t) = q_1(t) + q_2(t) + q_3(t). \quad (2.20)$$

При правильному виділенні детермінованої основи $q(t)$ випадкові компоненти $q_3(t)$ можуть розглядатися як стаціонарні випадкові прирости.



зменшення ваг до кінців відрізка згладжування, не виконується. Однак воно знаходить широке застосування.

Більш коректними є фільтри, що містять тригонометричні

$$\alpha_i = 1 + \cos \frac{2\pi(k-i)}{n} \quad (2.26)$$

чи експоненціальні

$$\alpha_i = \exp \left[-\frac{|k-i|}{n} \right] \quad (2.27)$$

вагові множники.

Вони убувають за обумовленими рівняннями (2.26) і (2.27) закону ми від середини відрізка згладжування до його країв.

Крім вигляду вагового множника, результати фільтрації залежить від числа точок, по яких виконується згладжування

$$n = \frac{\tau}{\Delta t} \quad (2.28)$$

де τ — півдовжина відрізка згладжування на осі часу; Δt — інтервал дискретності ряду.

Як випливає з роботи [4], число точок, використаних при згладжуванні випадкового процесу, повинно бути досить великим — $6 < n < 200$. Чим менше n , тим швидше реакція фільтра, але тим гірше його фільтруючі якості, і навпаки. Отже, завдання полягає у правильному виборі періоду осереднення. Однак обґрунтованих рекомендацій щодо вибору довжини відрізка згладжування не існує. Наприклад, у роботі [5], йдеться про те, що при дослідженні вікового ходу кліматичних параметрів варто проводити ковзне осереднення з періодом 5 років. Протягнічи ковзні середні розглядаються також при аналізі кліматичної мінливості місячних сум опадів північної півкулі. У монографії [6] містяться 10, 20 і 30-літні ковзні середні характеристики метеорологічних величин в Україні. Ніяких обґрунтувань обраного періоду згладжування в зазначених роботах не наводиться. У роботах [7, 8] аналізуються особливості динаміки середньомісячних і середньорічних концентрацій шкідливих домішок атмосфери ряду міст України. Питання щодо вибору періоду ковзного осереднення часового ряду, однак, не є тривіальним. При цьому великому періоді згладжування з детермінованої основи $q(t)$ відфільтрується певна части-

на періодичних компонент, що перейдуть до випадкової компоненти, спотворюючи її. Навпаки, якщо період осереднення малий, то частина випадкової компоненти переходить до складової $q(t)$, а випадкова компонента $q_3(t)$ набуває властивості «білого шуму».

Припустимо, що член $q_2(t)$ — синусоїдальний, тобто його можна представити у вигляді $\sin(\omega t + \varphi)$. Як показано в роботі [9], ковзне осереднення по n послідовних членах часового ряду в цьому випадку приведе до нового синусоїдального ряду з тим же періодом і фазою, що й у первісного ряду.

Амплітуда ж нового ряду буде помножена на

$$\frac{1}{n} \frac{\sin n\omega/2}{\sin \omega/2},$$

тому що

$$\sum \sin(\omega t + \varphi) = \frac{\sin \omega n/2}{\sin \omega/2} \sin \left[\varphi + \frac{1}{2}(n+1) \varphi \right]. \quad (2.29)$$

З цього випливає, що член $q_2(t) - D[q_2(t)]$ буде малий чи навіть дорівнюватиме нулю, коли $n\omega/2 \approx \pi$, тобто, якщо довжина інтервалу згладжування кратна періоду циклічного компонента, що міститься в досліджуваному процесі. Отже, для виділення з вихідного часового ряду детермінованої основи необхідно в залежності від сутності досліджуваного процесу, вибрати довжину відрізка згладжування, яка відповідає би періоду гармонійного коливання, властивому цьому процесу, наприклад, добовому чи річному ходу.

На рис.2.3 представлені отримані за допомогою операції (2.24) з вагою (2.25) детерміновані складові часового ряду концентрації CO, амплітудно-частотна характеристика якого представлена на рис.2.2.

Згладжування ряду здійснювалося по двох періодах: $n = 53$, що, як випливає з рис.2.2, відповідає найбільшій періодичності, яка міститься у цьому процесі, і $n = 31$, що також відповідає виявленій у вихідному процесі періодичності. В першому випадку, як випливає з рис.2.3, спостерігаються коливання концентрації CO, що добре погоджуються з характером циркуляційних процесів. На початку місяця над містом розташовувався антициклон, у якому за даними радіозондування виявлялася приземна інверсія температури потужністю 60–120 м. У період з 11 по 15 місто було під впливом антициклону, а приземні інверсії температури мали потужність 60–80 м. Як випливає з рис.2.3, в

антициклоні в результаті накопичення інгредієнта у приземному шарі повітря відбулося різке збільшення концентрації CO .

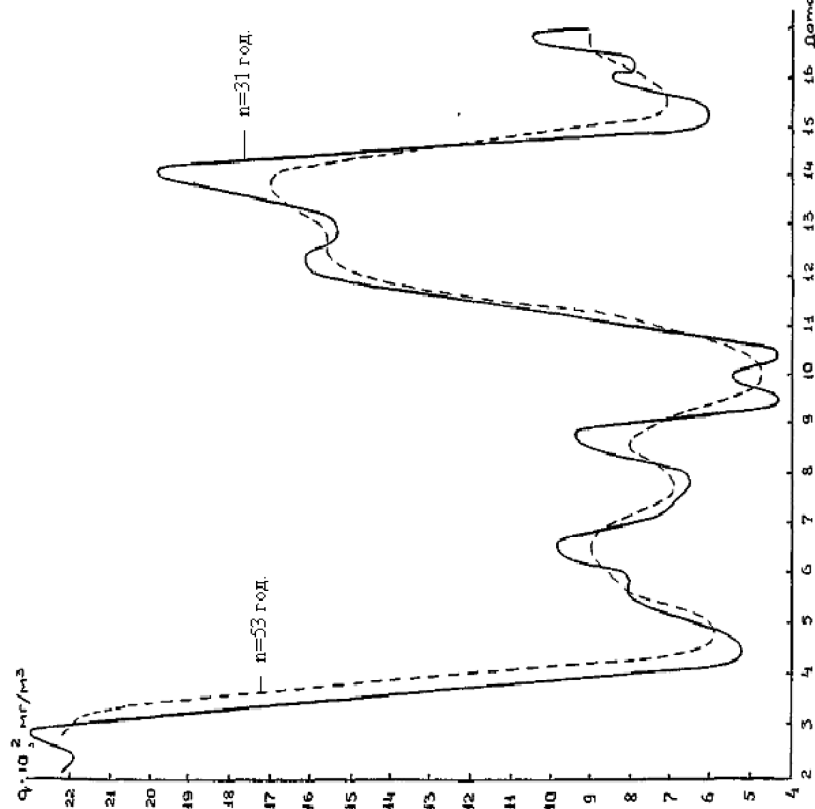


Рис. 2.3 – Згладжений ряд концентрації CO .

Період з 5 по 10 і після 15 характеризувався проходженням атмосферних фронтів, що обумовило періодичну зміну повітряних мас. Це відображається на рис.2.3 різкою зміною рівня забруднення приземного шару. Як видно з рис.2.3, детермінована основа при $n=53$ год не містить добових і півторадобових коливань концентрацій. При згладжуванні процесу з періодичністю 31 година в детермінованій основі уже мають місце добові і півторадобові коливання, а в випадковій компоненті флуктуації концентрації з такою періодичністю відсутні.

2.2.3 Кореляційні і спектральні функції часових рядів стаціонарних просторів концентрацій забруднюючих речовин

Стаціонарна випадкова складова $q_3(t)$ рядів інгредієнтів, отримана шляхом віднімання з вихідного ряду $q(t)$ детермінованої основи $q(t)$, містить інформацію про статистичну структуру концентрацій інгредієнтів. Визначити її особливості можна за допомогою спектрального аналізу [10].

Якщо прийняти припущення про ергодичність випадкового процесу, що представляється реалізацією $q_3(t)$, заданою на проміжку $[0, T]$, то по цій реалізації можна знайти оцінку спектральної щільності за методом Блекмона-Тьюккі чи методом Кулі-Тьюккі [11]. Перший з них полягає в знаходженні оцінки коваріаційної функції

$$R_{q_3}(\tau) = \frac{1}{N-1} \sum_{i=0}^{N-k} [q_3(t_i + \tau) - q_3] [q_3(t_i) - \bar{q}_3], \quad (2.30)$$

де $k = \tau / \Delta t$ – інтервал дискретності ряду,

і наступному обчисленні оцінки спектральної щільності за формулою

$$S(\omega_p) = \frac{\Delta t}{2\pi} \sum_{\tau=-n}^n \bar{R}_\tau e^{-i\omega_p \tau}, \quad (2.31)$$

де

$$\bar{R}_\tau = R_{q_3}(\tau) W_\tau, \quad (2.32)$$

а

$$W_\tau = \sum_j \alpha_j e^{i\omega_j \tau}, \quad (2.33)$$

де W_τ – кореляційне вікно, що відповідає обраному спектральному вікну α_j .

Послідовність визначення оцінки спектральної щільності за схемою Кулі-Тьюккі припускає обчислення періодограми $H(\omega)$ шляхом перетворень Фур'є вихідного ряду

$$H(\omega) = \frac{1}{2\pi T} \left| \int_0^T q_3(t) \exp(-i\omega t) dt \right|^2 \quad (2.34)$$

і наступного її згладжування у спектральному вікні α

$$S_{q_3}(\omega) = \int_{-\alpha}^{\alpha} H(\omega) \psi(\omega - \omega_i) d\omega \quad (2.35)$$

Коваріаційна функція в цьому випадку знаходиться за допомогою перетворень Фур'є від спектральної щільності

$$R_{\vartheta_3}(\tau) = \int_{-\infty}^{\infty} S_{\vartheta_3}(\omega) \exp(i\omega\tau) d\omega. \quad (2.36)$$

Періодограма для випадкової компоненти інгредієнтів була знайдена за допомогою алгоритму Сенда-Тьюккі швидкого перетворення Фур'є [11], а згладжування її здійснювалося за допомогою спектрального вікна Тьюккі [3,12]. На основі коваріаційних функцій випадкових компонент концентрацій інгредієнтів розраховуються відповідні кореляційні функції

$$r_{\vartheta_3}(\tau) = \frac{R_{\vartheta_3}(\tau)}{\sigma_{\vartheta_3}^2}. \quad (2.37)$$

На рис.2.4 представлені спектральні щільності випадкової компоненти часового ряду концентрації CO при двох періодах згладжування — 53 і 31 години, що відповідають періодичностям, виявленим у вихідному ряді.

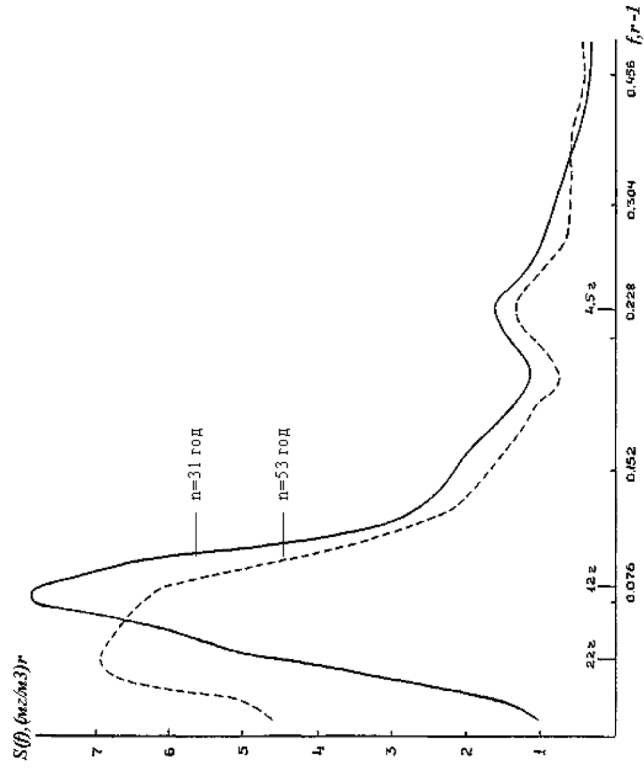


Рис. 2.4 – Спектральна щільність стаціонарних приростів концентрації CO .

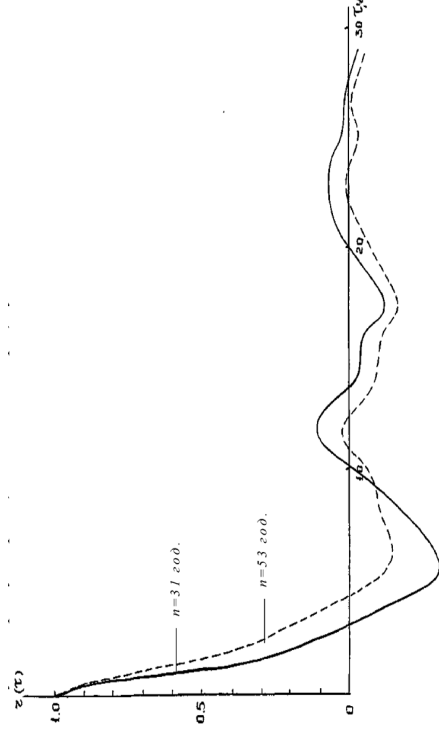


Рис. 2.5 – Кореляційна функція стаціонарних приростів концентрації CO .

Як випливає з рис.2.4, при згладжуванні часового ряду з періодом 53 години мають місце два піки спектральної щільності, які відповідають періодам 22 і 4,5 години. Кваздобові флуктуації концентрації CO , що характеризуються великою енергією, можна пояснити змінною протягом доби інтенсивності руху автотранспорту, що властиво усім великим містам, а також визначеним добовим ходом турбулентності у приземному шарі повітря. Ясно, що такого роду флуктуації навряд чи можна віднести до особливостей статистичної структури випадкової компоненти концентрації CO . Вони являють собою довгоперіодні коливання типу добового ходу, які повинні міститися в детермінованій основі, накладаючись на тренди. Таким чином, оператор ковзного осереднення з періодом 53 години являє собою занадто жорсткий фільтр, який відфільтровує з вихідного процесу разом з випадковою компонентою і частину детермінованої основи — добову періодичність, що спотворює структуру випадкового компонента.

Згладжування з періодом, близьким до однієї доби (рис.2.4), залишає добову періодичність у детермінованій основі, і спектральна щільність випадкової складової концентрації CO характеризується двома сплесками, що відображає флуктуації концентрації CO з часовими масштабами 12 і 4,5 години.

Величина періоду осереднення впливає також і на кореляційну функцію. Як випливає з рис.2.5, зі зменшенням періоду згладжування зменшується радіус кореляції випадкового процесу.

2.2.4 Статистичний аналіз полів концентрації забруднюючих речовин

Поля концентрацій інгредієнтів обумовлюються станом граничного шару атмосфери, який є турбулентним середовищем і, таким чином, являють собою випадкові поля. Будемо розглядати поле концентрації інгредієнта як сукупність на множині точок міста його значень, що відносяться до визначеного моменту часу. При такій постановці індивідуальні властивості полів не розглядаються, а встановлюються загальні особливості статистичного ансамблю випадкових полів, які прийнято називати їхньою статистичною структурою.

Статистична структура випадкових полів характеризується математичними сподіваннями і матрицею коваріації, статистичні оцінки яких знаходяться осередненням по всьому набору можливих реалізацій полів.

Випадкове поле, задане значеннями випадкової величини в j момент часу, можна представити випадковим вектором x_j , координат якого є значеннями цієї величини в n відповідним чином упорядкованих точках простору

$$x_j = (x_{1j}, x_{2j} \dots x_{nj})', \quad (2.38)$$

(') означає операцію транспонування вектора.

Статистична сукупність таких полів обсягом m може задаватися матрицею X розміру $n \times m$

$$X = \begin{pmatrix} x_{11} & x_{12} & \dots & x_{1j} & \dots & x_{1m} \\ x_{21} & x_{22} & \dots & x_{2j} & \dots & x_{2m} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots & \ddots & \vdots \\ x_{n1} & x_{n2} & \dots & x_{nj} & \dots & x_{nm} \end{pmatrix}. \quad (2.39)$$

У матриці (2.39) стовпець є індивідуальним полем, а рядок — часовим рядом випадкової величини x у точці поля, номер якої збігається з номером рядка. Така форма представлення інформації про досліджувані поля дуже зручна, тому що дає можливість одержати прості алгоритми розрахунку характеристик статистичної структури випадкових полів.

По-перше, знаходиться вектор середніх значень випадкової величини x . Для цього необхідно зробити в матриці X осереднення по рядках. Будемо мати вектор

$$\bar{x} = (\bar{x}_1 \ \bar{x}_2 \ \dots \bar{x}_j \dots \bar{x}_n)' \quad (2.40)$$

який є, власне кажучи, середнім полем. Координати цього вектора визначаються рівнянням

$$\bar{x}_i = \frac{1}{m} \sum_{j=1}^m x_{ij}. \quad (2.41)$$

Замінімо матрицю $X = (x_{ij})$, $i = \overline{1, n}$, $j = \overline{1, m}$ відповідною центральною матрицею

$$\Delta X = (\Delta x_{ij}), \quad (2.42)$$

де

$$\Delta x_{ij} = x_{ij} - \bar{x}_i. \quad (2.43)$$

Тоді матриця коваріацій визначається співвідношенням

$$K_x = \frac{1}{m-1} \Delta X \Delta X'. \quad (2.44)$$

Йдеться, звичайно, про статистичні оцінки параметрів.

На головній діагоналі матриці K_x розташовуються, як відомо, дисперсії σ_x випадкової величини x . Побудуємо діагональну матрицю середніх квадратичних відхилень

$$\sigma = \begin{pmatrix} \sigma_1 & 0 & \dots & 0 \\ 0 & \sigma_2 & \dots & 0 \\ \dots & \dots & \ddots & \dots \\ 0 & 0 & \dots & \sigma_m \end{pmatrix}. \quad (2.45)$$

Якщо матрицю (2.44) помножимо ліворуч і праворуч на матрицю, обернену відносно матриці (2.45), то будемо мати матрицю кореляцій $R_x = (r_{ij})$, $i, j = \overline{1, n}$

$$R_x = \sigma^{-1} K_x \sigma^{-1}. \quad (2.46)$$

Можна побудувати й інший алгоритм розрахунку матриці кореляцій, якщо попередньо визначена матриця σ . Для цього знайдемо матрицю Φ

$$\varphi = \sigma^{-1} \Delta x, \quad (2.47)$$

у якій елементи φ_{ij} , як випливає з рівнянь (2.43) і (2.47), мають вигляд

$$\varphi_{ij} = \frac{x_{ij} - \bar{x}_i}{\sigma_i}. \quad (2.48)$$

Визначимо матрицю коваріацій випадкової величини φ

$$K_\varphi = \frac{1}{m-1} \varphi \cdot \varphi'. \quad (2.49)$$

Якщо використати в (2.49) рівність (2.47), то одержимо:

$$K_\varphi = \frac{1}{m-1} \sigma^{-1} \Delta X (\sigma^{-1} \Delta X)' = \frac{1}{m-1} \sigma^{-1} \Delta X \Delta X' \sigma^{-1} = \sigma^{-1} \left(\frac{1}{m-1} \Delta X \Delta X' \right) \sigma^{-1} = \sigma^{-1} K_x \sigma^{-1} = R_x. \quad (2.50)$$

Таким чином, матриця коваріацій випадкової величини φ є матрицею кореляцій випадкової величини x за умови, що φ_{ij} і x_{ij} пов'язані співвідношенням (2.48), з якого випливає:

$$x_{ij} = \bar{x}_i + \sigma_i \varphi_{ij}. \quad (2.51)$$

Це означає, що випадкова величина x_{ij} є лінійним перетворенням такої випадкової величини φ_{ij} що, як випливає з рівняння (2.48),

$$\bar{\varphi}_{ij} = 0 \quad \text{и} \quad \sigma_{\varphi}^2 = 1. \quad (2.52)$$

Коефіцієнтами цього лінійного перетворення є середні квадратичні відхилення випадкової величини x . При визначених властивостях матриці кореляцій R_x співвідношення (2.51) може виявитися дуже корисним.

Матриця кореляцій містить інформацію про n полів кореляцій, тому що кожен з її рядків відбиває поле кореляцій з полюсом кореляції в точці, номер якої визначається номером елемента рядка, рівного одиниці. Якщо виявиться, що поля кореляцій з різними полюсами мають приблизно однакові горизонтальні градієнти в різних напрямках і мало відрізняються одне від одного (з урахуванням того,

що ми маємо справу зі статистичними оцінками кореляцій), то, з врахуванням властивостей випадкових величин (2.52), а також рівняння (2.50), можна стверджувати, що поля випадкової величини φ є квазі-однорідними й квазіізотропними. Тоді співвідношення (2.51) означає, що поле випадкової величини x неоднорідне і неізотропне (саме такі властивості має більшість метеорологічних полів [13, 14, 15, 16], у тому числі поля концентрацій інгредієнтів) і являє собою лінійне перетворення однорідного й ізотропного поля випадкової величини φ . Особливості структури полів випадкової величини x , яка визначається їхньою неоднорідністю і неізотропністю, містяться у структурі полів її середнього значення і дисперсії. На жаль, матриця R_x не завжди має зазначені вище властивості.

Співвідношення (2.51) є лінійним перетворенням випадкової величини x у деякій точці поля. У додатках часто розглядається лінійне перетворення випадкових векторів (полів). При цьому вибирається такий базис n -вимірному евклідового простору, щоб, по-перше, нові змінні були взаємно некорельовані і, по-друге, при невеликому їхньому числі враховувалася істотна частина мінливості вихідних полів. Вирішити цю задачу дає можливість компонентний аналіз, який у метеорологічній літературі часто називають розкладанням метеорологічних полів по натурально ортогональних функціях (н.о.ф.) чи емпіричних ортогональних функціях (е.о.ф.). Завдяки некорельованості нових змінних, спрощується фізичний аналіз статистичних моделей, не виникає обчислювальних труднощів при визначенні параметрів цих моделей. Головні компоненти часто відбивають ті чи інші фізичні процеси, які визначають основні особливості полів. Цими якостями компонентного аналізу визначається його велика популярність, у тому числі й у метеорології.

Для апроксимації метеорологічних полів можна використовувати ряд інших ортогональних функцій (поліномів), як, наприклад, поліноми Лежандра, Лагерра, Ерміта, Чебишова, експонентні поліноми. Однак розкладання метеорологічних полів у базисах такого роду є формальними у тім значенні, що коефіцієнти розкладання, на відміну від розкладання по е.о.ф., не містять, найчастіше, знакової інформації.

Компонентний аналіз заснований на розв'язанні повної проблеми власних значень, що визначається рівнянням

$$K_x W_j = \lambda_j W_j, \quad (2.53)$$

де $W_j - j$ власний вектор; λ_j — відповідне йому власне значення.

Рівняння (2.53) являє собою систему лінійних однорідних алгебраїчних рівнянь відносно невідомих компонентів W_{ij} власного вектора

$$W_j = (W_{j1} \ W_{j2} \ \dots \ W_{ji} \ \dots \ W_{jn})', \quad (2.54)$$

а власні значення є коренями характеристичного рівняння

$$|K_x - \lambda E| = 0. \quad (2.55)$$

Оскільки матриця коваріацій позитивно визначена, дійсна і симетрична, рівняння (2.55) має дійсні, позитивні і прості корені.

Існує ряд числових методів розв'язання повної проблеми власних значень. Якщо вона розв'язана, то лінійне перетворення векторів Δx_j , $j = 1, n$ у базисі власних векторів має наступний вигляд:

$$W' \Delta x_j = z_j, \quad j = \overline{1, n}. \quad (2.56)$$

де W' — матриця перетворення, у якій власні вектори W_j є стовпцями. Таким чином, i -ті координати вектора z_s визначаються наступним чином:

$$z_{is} = \sum_{k=1}^n W'_{sk} \Delta x_{ki}. \quad (2.57)$$

Знайдемо дисперсію p -того компонента. Вона дорівнює

$$\sigma_{z_p}^2 = \frac{1}{m-1} \sum_{i=1}^m z_{ip}^2, \quad (2.58)$$

оскільки, як випливає з рівняння (2.57), $\bar{z}_p = 0$. Якщо з рівняння (2.57) підставити в (2.58) значення z_{ip} , то будемо мати

$$\sigma_{z_p}^2 = \sum_{k=1}^n \sum_{l=1}^n W'_{pk} W'_{pl} K_{kl}. \quad (2.59)$$

Неважко довести справедливість наступного рівняння:

$$\sum_{k=1}^n \sum_{l=1}^n W'_{pk} W'_{pl} K_{kl} = W'_p K_x W'_p. \quad (2.60)$$

Помножимо тепер ліву частину рівняння (2.53) на W'_p . Будемо мати

$$W'_p K_x W'_p = W'_p W'_p \lambda_p,$$

чи, оскільки в силу ортогономованості власних векторів

$$W'_p W'_p = 1 \quad (2.61)$$

$$W'_p K_x W'_p = \lambda_p. \quad (2.62)$$

Тоді з (2.59), (2.60) і (2.62) випливає, що

$$\sigma_{z_p}^2 = \lambda_p. \quad (2.63)$$

Це означає, що p -те власне значення матриці коваріацій є дисперсія p -тої компоненти вектора z . Як відомо [17], сума усіх власних значень дорівнює сліду матриці коваріацій, тому

$$\sum_{p=1}^n \sigma_{z_p}^2 = \sum_{p=1}^n \lambda_p = \text{tr} K_x = \sum_{p=1}^n \hat{q}_p. \quad (2.64)$$

РОЗДІЛ 3

Оцінка вірогідності концентрацій забруднюючих речовин, вимірюваних автоматизованими системами контролю забруднення атмосфери

3.1 Постановка задачі

Безперервний контроль рівня забруднення атмосфери великих міст шкідливими домішками має бути організований на основі автоматизованих систем. Вони повинні мати здатність у реальному масштабі часу робити виміри концентрацій домішок в ряді контрольованих вимірювальних пунктів (КВП), проводити первинний аналіз даних, їхнє документування з метою забезпечення достовірною інформацією споживача щодо ступеня забруднення повітряного басейну, вирішувати задачі прогнозу забруднення різної завчасності, а також задачі управління режимом роботи промислових підприємств і автотранспорту з метою запобігання небезпечних рівнів забруднення атмосфери.

В наш час створений і функціонує в різних країнах світу ряд автоматизованих систем контролю атмосфери.

Однією з основних вимог, які ставляться до таких систем, є забезпечення високої вірогідності результатів вимірів концентрації інгредієнтів і супутніх параметрів атмосфери. Використання достовірної інформації щодо рівня забруднення атмосфери при вирішенні ряду екологічних задач дозволить звести до мінімуму імовірність помилок другого роду, що веде до невіправданого економічного збитку.

Термін «вірогідність інформації» можна розуміти в двоякому сенсі. По-перше, його можна розглядати з погляду похибки виміру і передачі даних. По-друге, він може мати сенс репрезентативності показань у точці контролю для деякої її околиці. Саме в цьому сенсі ми будемо надалі трактувати поняття вірогідності вимірюваних концентрацій інгредієнтів. Показовість значень інгредієнта в точці контролю може бути оцінена за результатами дослідження характеру просторових статистичних зв'язків у полях концентрацій.

Аналіз вірогідності даних про концентрацію домішок здійснюється за допомогою критичного контролю інформації.

Для оцінки вірогідності метеорологічної інформації, що надходить від вимірювальної мережі, широко використовуються методи, засновані на порівнянні вимірюваного значення на деякому пункті з результатами, отриманими шляхом інтерполяції метеорологічних полів. Для вирішення зазначеної задачі може застосовуватися поліноміальна інтерполяція [1], суть якої полягає в апроксимації двовимірної поля алгебраїчним поліномом. Недоліками цього методу є, з одного боку, деякою мірою його формальність, а з іншого боку, помилки інтерполяції значно збільшуються з віддаленням від центра розглянутої області. Тому кращою є оптимальна інтерполяція [2,3].

Процедура оптимальної інтерполяції будеється з урахуванням даних про статистичну структуру досліджуваних метеорологічних полів і складається з трьох етапів: пошуку станцій, що впливають, обчислення інтерполяційних ваг і, власне, інтерполяції. Цей метод має велику перевагу, коли мова йде про метеорологічне поле. Вона полягає в його однаковості і порівняно низькій чутливості до густоти мережі станцій і точності вимірів. Однак цей метод не можна застосувати при рішенні задачі критичного контролю вимірюваних концентрацій інгредієнтів через малий радіус їхньої просторової кореляції [4-6]. Те, що радіус кореляції малий, було показано в попередньому розділі.

Наступна група методів, на яких можуть бути побудовані алгоритми критичного контролю, припускає використання статистичної пов'язаності часових рядів. Якщо контрольовані процеси мають стаціонарність, то з метою критичного контролю можна застосувати методи оптимальної статистичної екстраполяції, сформульовані вперше в роботах [7,8]. Вони дозволяють побудувати оптимальний у вінерівському сенсі фільтр, що здійснює в момент часу t прогноз значення часового ряду на момент $t+1$, з яким і порівнюється вимірювана в цей момент часу концентрація домішки. Істотною перешкодою для використання зазначених методів є, як було показано вище, нестационарність часових рядів концентрацій інгредієнтів.

Зазначений недолік подолано у методі статистично оптимальної екстраполяції на основі рівняння «авторегресії – проінтегрованого ковзного середнього» (АРПКС), запропонованого Дж. Боксом і Г. Дженкінсом [9]. Модель АРПКС може з успіхом застосовуватися для опису нестационарних процесів, які за допомогою оператора кін-

цевих різниць зводяться до стаціонарного. Загальний вигляд моделі АРПКС можна представити у такому вигляді

$$z(t) = \varphi z_{t-1} + \dots + \varphi_p z_{t-p} + U_1 - \theta_1 U_{t-1} - \dots - \theta_q U_{t-q}, \quad (3.1)$$

де $\varphi_1, \dots, \varphi_p$ — параметри авторегресії порядку p ; $\theta_1, \dots, \theta_q$ — параметри ковзного середнього порядку q ; $U_1, \dots, U_{t-q}$ — помилки моделі типу «білий шум»; $Y_{t-1}, \dots, Y_{t-p}$ — значення стаціонарного різниці-вого ряду z , який утворюється з прогнозованого ряду y за допомогою різничевого оператора

$$z_t = \nabla^\alpha y_t, \quad (3.2)$$

де α — порядок різниці, що приводить ряд до стаціонарного.

В.В. Аулов [10] уперше використовував метод АРПКС для побудови стохастичної моделі зміни концентрацій шкідливих домішок атмосфери. Проведені ним числові експерименти складалися з декількох етапів. Спочатку здійснювався вибір структури пробних моделей і розрахунок початкових оцінок їхніх параметрів. Другий етап полягав в оцінці точності пробних моделей. З цієї ж метою у всіх часових рядах концентрацій інгредієнтів вибиралися характерні ділянки, на основі яких здійснювався прогноз на один крок вперед. Аналіз результатів прогнозу дав можливість відібрати найбільш вдалі моделі. Вони використовувалися на третьому етапі числових експериментів, метою якого була модифікація моделей, яка полягає у почерговому збільшенні порядку авторегресії і ковзного середнього.

Моделі типу АРПКС знайшли застосування не тільки при вирішенні задачі прогнозу, але і з метою підвищення вірогідності вимірюваної інформації. Може розглядатися два напрямки вирішення цієї задачі. Першим з них є виявлення недостовірних даних, тобто здійснюється критичний контроль інформації, вимірюваної автоматизованими системами. Як другий напрямок може виступати фільтрація рядів спостережень з метою зниження в них рівня похибок, обумовлених вимірювальною апаратурою.

Стохастичне прогнозування нестаціонарного випадкового процесу з адитивною завадою може бути здійснене на основі методу, розробленого Р. Калманом [11,12]. Основні ідеї цього методу полягають

у наступному. Нехай багатовимірний випадковий процес $\dot{x}(t)$ задається моделлю лінійної динамічної системи

$$\dot{x}(t) = F(t)x(t) + G(t)u(t), \quad (3.3)$$

де $x(t)$ — n -вимірний вектор, який визначає стан даної системи; $\dot{x}(t)$ — його похідна за часом; $u(t)$ — m — вимірний вектор вхідного сигналу; $F(t)$ — матриця порядку $n \times n$, що характеризує динамічні властивості системи, елементи якої є неперервними функціями часу; $G(t)$ — матриця порядку $n \times m$, що характеризує обмеження на сигнал, який надходить на вхід динамічної системи з елементами, що є також неперервними функціями часу.

Припустимо, що починаючи з деякого моменту часу $t=t_0$ є можливість спостерігати процес

$$z(t) = H(t)x(t) + v(t), \quad (3.4)$$

де $z(t)$ — n — вимірний вектор спостережень; $v(t)$ — n — вимірний вектор завади; $H(t)$ — матриця порядку $p \times n$, що характеризує обмеження, які накладаються на можливість спостереження за станом системи, елементи якої являють собою неперервні функції часу.

Приймається, що матриці $F(t)$, $G(t)$ і $H(t)$ є неперервними, функції $u(t)$ і $v(t)$ — незалежні стаціонарні випадкові процеси типу «білий шум», а коваріація відома.

Завдання прогнозування полягає у наступному. При відомих в інтервалі $t_0 \leq \tau < t$ значеннях величини $z(\tau)$ знайти оцінку $x(t + \Delta t)$ процесу $x(t)$ у момент часу $t + \Delta t$, таку, щоб помилка прогнозу була мінімальною.

В.В. Аулов розроблена методика формування фільтра Калмана на основі трьох типів моделей АРПКС: авторегресія першого ($p = 1$, $q = 0$) і другого ($p = 2$, $q = 0$) порядків і змішаної моделі ($p = 2$, $q = 1$). Значення u і v моделювалися за допомогою датчика випадкових чисел. Проведені числові експерименти показали досить високу ефективність фільтра Калмана, отриманого на основі моделі АРПКС. Ця методика лягла в основу алгоритму фільтрації даних в автоматизованих системах контролю забруднення атмосфери [10].

Розглянуті стохастичні моделі з погляду рішення задач критичного контролю вимірюваної інформації і прогнозу рівнів забруднення

мають істотний недолік. По-перше, вони не можуть застосовуватися при наявності пропусків у рядах спостережень. По-друге, модель дозволяє здійснювати прогноз тільки на один крок уперед, тобто вчасність прогнозу дорівнює інтервалу дискретності часового ряду, на якому він базується. Очевидно, що при вирішенні ряду прикладних задач, пов'язаних із природоохоронними заходами, зазначене обмеження дуже істотне. По-третє, прогнозоване значення дуже чутливе до передісторії процесу. Тому при різких змінах концентрацій домішок, викиданих, наприклад, зміною повітряної маси після проходження атмосферного фронту чи зміною напрямку переносу щодо місця розташування джерела забруднення, помилка прогнозу виявиться настільки великою, що відповідно до алгоритму критичного контролю значення концентрації домішки буде оцінено як недостовірне.

У багатьох роботах показано вплив метеорологічних умов на перенос і дифузії домішок в атмосфері [13-21 і ін.]. Тому, зовсім очевидно, що методи критичного контролю вимірюваних концентрацій домішок повинні ґрунтуватися не тільки на передісторії процесу поширення домішки, але і включати параметри, які характеризують стан граничного шару атмосфери. До числа таких методів відносяться регресійний аналіз і методи теорії розпізнавання образів.

Регресійний аналіз досить широко використовується для прогнозу забруднення повітряного басейну [22-24 і ін.] Однак цей метод мало придатний для проведення критичного контролю, тому що з рівняння регресії можна одержати деяке середнє значення концентрації при заданих значеннях предикторів. При цьому воно може істотно відрізнятися від вимірюваного значення концентрації інгредієнта, і міра цієї розбіжності є невизначеною, оскільки концентрації інгредієнтів не підлягають Гауссовому закону розподілу [25-27]. Тому важко прийняти альтернативне рішення щодо вірогідності вимірюваної величини концентрації домішки. У цьому випадку найбільш застосовні методи теорії розпізнавання образів [28-36]. Вони дають можливість врахувати передісторію процесу, а також параметри, що характеризують стан граничного шару атмосфери, і за допомогою визначеного вирішального правила прийняти рішення про те, чи є вимірюване значення концентрації інгредієнта достовірним, чи ні. Не має ніякого значення при цьому вимога еквідистантності вимірів концентрації, яка є істотною перешкодою при використанні для вирішення постав-

леної задачі методів статистичної фільтрації. Основні ідеї теорії розпізнавання образів полягають у наступному.

Сукупність факторів, що визначають концентрацію домішки в атмосфері в деякий момент часу, представимо як деяку подію $x = (x_1, x_2, \dots, x_n)$ у n -вимірному просторі. Припустимо, що ця подія може належати тільки одній з двох множин (класів) V_1 і V_2 . Ставиться задача визначити, до якого саме класу належить зображення x . Ця традиційна задача теорії розпізнавання образів може реалізовуватися за допомогою ряду методів.

Якщо припустити, що класи V_1 і V_2 не перетинаються, то у просторі вхідних зображень x існує принаймні одна функція, яка цілком розділяє множину зображень, які належать різним класам [29, 31]. Ця функція повинна набувати позитивного значення у точках, що відносять до зображенням, які належать образу V_1 , і від'ємного значення в точках, що відповідають образу V_2 . У загальному випадку таких функцій може бути багато і називаються вони потенційними функціями.

Метод потенційних функцій припускає існування в просторі зображень x деякої системи $\psi(x)$ функцій $\phi_i(x)$, що дозволяє для кожної пари подільних множин знайти таке число N , при якому відокремлювальну функцію можна представити у вигляді

$$\psi(x) = \sum_{i=1}^N C_i \phi_i(x), \quad (3.5)$$

де C_i – ваговий коефіцієнт.

Якщо ввести в розгляд N -вимірний простір z , на якому відображається вихідний простір x , то кожній точці цього простору ставиться у відповідність точка простору z з координатами $z_i = \phi_i(x)$, $(i=1, 2, \dots, N)$. Відокремлювальна функція $\psi(x)$ відображається у лінійну функцію

$$\sum_{i=1}^N a_i z_i \text{ в просторі } z \text{ і має властивість}$$

$$\begin{aligned} \psi(x) &> 0, & \text{коли } x \in V_1, \\ \psi(x) &< 0, & \text{коли } x \in V_2. \end{aligned} \quad (3.6)$$

У просторі z точки, що належать різним множинам, відокремлюються гіперповерхнею

$$\sum_{i=1}^N a_i z_i = 0. \quad (3.7)$$

Простір z називається спрямним, тому що функції, що розкладаються по системі $\phi(x)$, лінеаризуються.

Варто помітити, що метод потенційних функцій сполучений з досить складними багатокроковими алгоритмами навчання. При цьому не визначено чітке число кроків для поділу на множини V_1 і V_2 ; не гарантується точний поділ множин; не забезпечується мала ймовірність помилок при розпізнаванні, якщо статистики появи зображень у процесі навчання й у процесі розпізнавання збігаються.

Розроблено також ряд імовірнісних методів розпізнавання, що впливають з теорії статистичних розв'язувань [28, 30, 33, 37 і ін.].

Класифікуючий розв'язок завжди з'являється з помилками першого і другого роду. Позначимо через $U_1(x \in V_1)$ гіпотезу, що подія x належить множині V_1 , а через $U_2(x \in V_2)$ — гіпотезу, що подія x належить множині V_2 . Нехай $x_1, x_2, \dots, x_n$ — n незалежних розподілів ймовірностей $P_1 = P(x_1 \in V_1), P_2 = P(x_2 \in V_2), \dots, P_n = P(x_n \in V_n)$. Тоді ймовірність помилки другого роду (P_a) і першого роду (P_b) можна записати у вигляді

$$P_a = P(V_2) \int \dots \int_{R_{V_1}} P_2 d_1 d_2 \dots d_n, \quad (3.8)$$

$$P_b = P(V_1) \int \dots \int_{R_{V_2}} P_1 d_1 d_2 \dots d_n, \quad (3.9)$$

де $P(V_1), P(V_2)$ — апіорні ймовірності образів V_1 і V_2 відповідно; R_{V_1}, R_{V_2} — області простору для образів V_1 і V_2 .

Відповідно до теорії статистичних розв'язувань потрібно знайти таке правило, що мінімізувало б середній ризик W ухвалення розв'язку, обумовлений рівністю [29]

$$W = \delta_a P_a + \delta_b P_b, \quad (3.10)$$

де δ_a, δ_b — ваги помилок другого і першого роду відповідно.

Якщо підставити (3.8) і (3.9) у (3.10) і виконати відповідні перетворення, то одержимо

$$W = \delta_a P(V_1) + \int \dots \int_{R_{V_1}} [\delta_a P(V_2) P_2 - \delta_a P(V_1) P_1] d_1 d_2 \dots d_n. \quad (3.11)$$

Величини $\delta_a P(V_1)$ і $\delta_a P(V_2)$ внесені під знак інтегралів як постійні, знайдені по навчальній сукупності. Задача вибору оптимального розв'язку зводиться до поділу простору зображень на дві області R_{V_1} і R_{V_2} так, щоб середній ризик виявився мінімальним. З (3.11) випливає, що R_{V_1} необхідно вибрати таким чином, щоб інтеграл набув найбільшого негативного значення. Цього можна досягти у тому випадку, коли підінтегральний вираз набуває найбільшого негативного значення, тобто

$$[\delta_a P(V_2) P_2 - \delta_a P(V_1) P_1] < 0. \quad (3.12)$$

Отже, розв'язувальне правило можна сформулювати так:

$$\begin{aligned} & \delta_a P(V_2) P_2 < \delta_a P(V_1) P_1 \\ & \text{чи} \\ & \frac{P_1}{P_2} > \frac{\delta_a P(V_2)}{\delta_a P(V_1)}. \end{aligned} \quad (3.13)$$

$$\text{Уведемо позначення: } \lambda = \frac{P_1}{P_2}; \quad \theta = \frac{\delta_a P(V_2)}{\delta_a P(V_1)},$$

де λ — коефіцієнт подібності; θ — поріг.

Ваги помилок, що входять у нерівність (3.13), визначаються, виходячи з умови задачі класифікації. У випадку, якщо $\delta_a = \delta_b$ і $P(V_1) = P(V_2)$, то $\theta = 1$, і розв'язувальне правило набуває вигляду $\lambda > 1$.

Розв'язувальне правило можна побудувати не на основі коефіцієнта подібності λ , а за допомогою дискримінантної функції. Припустимо, що $\delta_a = \delta_b$. Очевидно, якщо нерівність (3.13) справедлива, то справедливою буде і наступна нерівність

$$h P_1 - h P_2 + h \frac{P(V_1)}{P(V_2)} > 0. \quad (3.14)$$

Ліва частина нерівності (3.14) являє собою дискримінантну характеристичну функцію

$$F(x) = h P_1 - h P_2 + h \frac{P(V_1)}{P(V_2)}. \quad (3.15)$$

У цьому випадку розв'язувальне правило має наступний вигляд:

$$\begin{aligned} x \in V_1, & \quad \text{коли} \quad F(x) > 0; \\ x \in V_2, & \quad \text{коли} \quad F(x) < 0. \end{aligned} \quad (3.16)$$

Вище викладені методи розв'язування забезпечують мінімум середнього ризику за допомогою відношення правдоподібності. Існує ряд інших підходів, наприклад, правило Байеса [28]. У цьому випадку стратегія розв'язування вибирається таким чином, щоб забезпечити мінімум середнього ризику при розпізнаванні в умовах незмінного ознакового простору при стабільному описі класів. Висновок щодо приналежності об'єктів до класу V_1 чи V_2 приймається у відповідності з наступним правилом: якщо вимірюване значення ознаки досліджуваного об'єкта розташовано в деякій області R_{V_1} , то об'єкт відноситься до класу V_1 , якщо в області R_{V_2} – то до класу V_2 .

При побудові системи розпізнавання можливі такі випадки, коли апіорні ймовірності появи об'єктів відповідних класів невідомі. Стосовно до цієї ситуації раціонально використовувати критерій, що мінімізує максимально можливе значення середнього ризику, тобто мінімаксий критерій [50].

Область застосування теорії статистичних розв'язувань, заснованої на мінімізації середнього ризику, обмежена тим, що її методи припускають відомими умовні щільності ймовірностей. Оскільки при розв'язанні практичних задач вигляд умовних ймовірностей одержати складно, то часто припускають, що характер розподілу відомий, але не відомі його параметри. У цьому випадку задача навчання зводиться до задачі відновлення параметрів розподілу за навчальною вибіркою. Найбільш простими для реалізації є методи, засновані на відновленні щільності ймовірностей багатовимірного гауссового розподілу. У цьому випадку задача побудови дискримінантної функції зводиться до розрахунків оцінок векторів середніх значень і матриць коваріації для класів по навчальних сукупностях. До цього ж класу методів відносяться методи, пов'язані з ортогональним перетворенням простору зображень.

Апідорі можна стверджувати, що стосовно до вектора факторів, які впливають на розподіл шкідливих домішок в атмосфері, нормальний багатовимірний закон дотримуватися не буде. Більш того, навряд чи всі фактори, що впливають, будуть підлягати гауссовому розподілу. Проте, як покаже досвід дослідження статистичної структури метеорологічних величин, закони їхнього розподілу описуються у своїй

більшості одномодальними кривими. У цьому випадку алгоритми, засновані на відновленні гауссової щільності ймовірностей, приводять до прийнятних результатів [36]. Підтвердженням цьому є численні схеми дискримінантних методів метеорологічних прогнозів [38, 39].

3.2 Методи теорії статистичних розв'язань

3.2.1 Дискримінантний аналіз

Нехай вектори ознак зображень (вектори ситуації) $x = (x_1, x_2, \dots, x_n)$ класів V_1 і V_2 описуються n -вимірними умовними нормальними розподілами з векторами середніх значень $\mu_1 = (\mu_{11}, \mu_{12}, \dots, \mu_{1n})$ і $\mu_2 = (\mu_{21}, \mu_{22}, \dots, \mu_{2n})$ і матрицями коваріації K_1 і K_2 з елементами $K = (K_{ij})_n$. Тоді можна записати:

$$P(x_1, x_2, \dots, x_n | V_1) = \frac{1}{(2\pi)^{n/2} |K_1|^{1/2}} \exp \left[-\frac{1}{2} (x - \mu_1)' K_1^{-1} (x - \mu_1) \right] \quad (3.17)$$

та

$$P(x_1, x_2, \dots, x_n | V_2) = \frac{1}{(2\pi)^{n/2} |K_2|^{1/2}} \exp \left[-\frac{1}{2} (x - \mu_2)' K_2^{-1} (x - \mu_2) \right],$$

де $|K_i|$ і $|K_i|^{-1}$ – визначники матриць коваріації першого і другого класів; $\hat{E}_1^{-1}$, $\hat{E}_2^{-1}$ – відповідні обернені матриці коваріації. Штрих по значає операцію транспонування.

Дискримінантна функція (3.15) за умовними розподілами класів (3.17) може бути записана у вигляді

$$F(x) = \frac{1}{2} \left[(x - \mu_2)' K_2^{-1} (x - \mu_2) - (x - \mu_1)' K_1^{-1} (x - \mu_1) \right] - h \frac{|K_1|}{|K_2|} + h \frac{P(V_1)}{P(V_2)} \quad (3.18)$$

Якщо побудувати таку навчальну сукупність, що буде виконуватися умова $P(V_1) = P(V_2)$, то останній член у рівності (3.18) зникає і дискримінантна функція має наступний вигляд

$$F(x) = \frac{1}{2} \left[(x - \mu_2)' K_2^{-1} (x - \mu_2) - (x - \mu_1)' K_1^{-1} (x - \mu_1) \right] - h \frac{|K_1|}{|K_2|}. \quad (3.19)$$

Дискримінантна функція, обумовлена рівністю (3.19), називається квадратичною дискримінантною функцією. Якщо визначники матриць розрізняються незначно, то функцію (3.19) можна записати у вигляді

$$F(x) = \frac{1}{2} \left[(x - \mu_2)' K_2^{-1} (x - \mu_2) - (x - \mu_1)' K_1^{-1} (x - \mu_1) \right], \quad (3.20)$$

яка разом з розв'язувальним правилом (3.16) дає алгоритм класифікації F_r .

Як уже зазначалося вище, граничне значення дискримінантної функції дорівнює нулю, тобто

$$F(x_1, x_2, \dots, x_n) = 0. \quad (3.21)$$

Рівняння (3.21) являє собою рівняння відокремлювальної гіперповерхні.

Як випливає з (3.19), побудова дискримінантної функції сполучена з необхідністю обертання матриць коваріації. До цієї операції варто підходити дуже обережно, тому що можливі випадки, коли досить малим похибкам матриці коваріації відповідають досить великі похибки при її обертанні. Це може призвести до того, що похибки, що накопичені при обертанні двох матриць K_1 і K_2 , будуть перевищувати похибку, яку ми допустимо, якщо візьмемо умову $K_1 = K_2$. Такі похибки тим більш ймовірні, чим менше обсяг вибірок, по яких знаходяться оцінки матриць коваріації, і чим гірше обумовленість самих матриць. Отже, може виявитися, що для побудови надійного розв'язувального правила буде потрібна така точність в оцінці матриць коваріацій, яка при заданому обсязі вибірки не може гарантуватися. Тому на практиці часто застосовуються деякі постановки, що використовують особливості матриць коваріації:

а) припустимо, що матриці коваріації обох класів близькі між собою, тобто $K_1 = K_2 = K$, тоді $\mathbf{h} \frac{|K_1|}{|K_2|} = 0$ і

$$F(x) = (\mu_1 - \mu_2)' K^{-1} x + \frac{1}{2} (\mu_2' K^{-1} \mu_2 - \mu_1' K^{-1} \mu_1) \quad (3.22)$$

або після елементарних перетворень

$$F(x) = (\mu_1 - \mu_2)' K^{-1} x + \frac{1}{2} (\mu_2' K^{-1} \mu_2 - \mu_1' K^{-1} \mu_1). \quad (3.23)$$

На практиці найчастіше як оцінку матриці K беруть середнє арифметичне матриць K_1 і K_2 ,

Рівняння (3.23) є лінійною дискримінантною функцією, причому вільний член можна обчислити задалегідь;

б) коваріаційні матриці різних класів різні, але діагональні. Цьому варіанту, строго кажучи, відповідає випадок, коли координати векторів $\mathbf{x}$ незалежні і розподілені за нормальним законом з дисперсіями

До такого розв'язувального правила можна звести випадок, коли коваріації малі у порівнянні з дисперсіями. При цьому розв'язувальне правило будується на квадратичній дискримінантній функції, але знімаються труднощі, пов'язані з точністю обчислення обернених матриць K_1^{-1} і K_2^{-1} , тому що для діагональних матриць операція обертання надзвичайно проста;

в) коваріаційні матриці різних класів рівні і діагональні. У цьому випадку розв'язувальне правило виявляється лінійною дискримінантною функцією вигляду

$$F(x) = \sum_{i=1}^n \frac{\mu_{i1} - \mu_{i2}}{\sigma_i^2} x_i + \frac{1}{2} \sum_{i=1}^n \frac{\mu_{i2}^2 - \mu_{i1}^2}{\sigma_i^2}. \quad (3.24)$$

Для розв'язувального правила, обумовленого лінійною дискримінантною функцією, легко обчислити імовірність правильної класифікації (P) за допомогою відстані Махаланобіса Δ^2 [37]

$$P = \frac{1}{2\pi} \int_0^{\frac{\Delta}{2}} e^{-t^2/2} dt = \Phi\left(\frac{\Delta}{2}\right), \quad (3.25)$$

$$\Delta^2 = (\mu_1 - \mu_2)' \hat{E}^{-1} (\mu_1 - \mu_2). \quad (3.26)$$

Геометрично відстань Махаланобіса виражає відношення відстані між математичними сподіваннями векторів двох різних класів V_1 і V_2 до дисперсії величини проекції векторів кожного класу на напрямний вектор відокремлювальної гіперплощини, тобто виражає відносну відстань між «центрами множин». Для випадку, коли матриці коваріацій діагональні, відстань Махаланобіса дорівнює

$$\Delta^2 = \sum_{i=1}^n \frac{(\mu_{i1} - \mu_{i2})^2}{\sigma_i^2}. \quad (3.27)$$

За допомогою відстані Махаланобіса можна оцінити ступінь важливості у процесі розпізнавання окремих предикторів чи їхніх груп. Виключаючи зі складу предикторів той чи інший компонент,

можна визначити з виразів (3.25) і (3.26) імовірність правильної класифікації.

Реалізація описаних вище алгоритмів, як уже відзначалося, пов'язана з необхідністю обертання матриць коваріацій. Це може привести до відомих утруднень у тому випадку, якщо матриці коваріацій виявляться погано обумовленими. Такі випадки можуть виникнути при розв'язанні поставленої задачі, тому що математичне забезпечення автоматизованих систем контролю забруднення атмосфери повинно складатися з алгоритмів, які представляють адаптивні системи. У схемі критичного контролю інформації, заснованої на методах теорії розпізнавання образів, адаптація навчальної сукупності, на якій будується розв'язувальне правило, до поточних метеорологічної і виробничої ситуацій здійснюється шляхом включення в навчальну послідовність останньої достовірної інформації і виключення з неї віддалених за часом від моменту контролю векторів.

У роботі доведена тотожність

$$(x - \mu_1)' K^{-1} (x - \mu_1) + 1 = |K|^{-1} |K + (x - \mu)(x - \mu)'|, \quad (3.28)$$

яка дозволяє квадратичну дискримінантну функцію (3.19) записати у вигляді функції, вільної від операції обернення матриць коваріацій, а саме:

$$F(x) = \frac{1}{2} \left[|K_2|^{-1} |K_2 + (x - \mu_2)(x - \mu_2)'| - |K_1|^{-1} |K_1 + (x - \mu_1)(x - \mu_1)'| \right] - h \frac{|K_1|}{|K_2|}, \quad (3.29)$$

Функція (3.29) цілком тотожна функції (3.19) і разом з розв'язувальним правилом (3.16) представляє алгоритм F2.

Аналогічним чином можна записати лінійну дискримінантну функцію

$$F(x) = \frac{1}{2} \left[|K|^{-1} |K + (x - \mu_2)(x - \mu_2)'| - |K_1|^{-1} |K_1 + (x - \mu_1)(x - \mu_1)'| \right]. \quad (3.30)$$

Система рівностей (3.16) і (3.30) дає алгоритм класифікації F3.

При побудові дискримінантних функцій (3.28) і (3.29) помилки оцінок коваріацій і обумовленість матриць коваріацій не відіграють настільки істотної ролі, як при побудові функцій (3.19), (3.20) і (3.23).

3.2.2 Метод класифікації, заснований на ортогональному перетворенні простору зображень

Розв'язки, отримані згідно з байесовим правилом при апроксимації щільності ймовірностей, близькі до розв'язків, які можуть бути побудовані на основі порівняння евклідових відстаней між зображеннями у перетвореному просторі. Міра подібності вектора x із сукупністю векторів $\{x_j\}$, що складають клас V_j , може розглядатися у вигляді середньоквадратичного відхилення між точкою, що відповідає зображенню x і m — членами множини $\{x_j\} (j = 1, m)$, тобто

$$L(x, \{x_j\}) = \frac{1}{m} \sum_{j=1}^m d^2(x, x_j), \quad (3.31)$$

де d — міра близькості.

У загальному випадку метод вимірів відстані вільний для вибору, але на метрику d накладаються певні обмеження [29, 37]

$$\begin{aligned} d(S, S_1) &= d(S_1, S) \\ d(S, S_2) &\leq d(S, S_1) + d(S_1, S_2) \\ d(S, S_1) &\leq 0, \\ d(S, S_1) &= 0, \quad \text{при } S = S_1. \end{aligned} \quad (3.32)$$

З можливого класу метрик евклідового простору необхідно знайти найкращу, котра максимально стискає простір зображень, який складає клас, тобто робить його більш компактним [1].

Запишемо метрику у вигляді

$$L(x, \{x_j\}) = \min [d^2(x, x_q)] = \min \left[\frac{1}{m(m-1)} \sum_{v=1}^m \sum_{q=1}^m d^2(x_v, x_q) \right]. \quad (3.33)$$

Нехай міра близькості d визначається таким чином:

$$d(x_v, x_q) = \left[\sum_{i=1}^m (x_{iv} - x_{iq})^2 \right]^{1/2}, \quad (3.34)$$

де x_v, x_q — координати зображень x_v і x_q .

Справедливо припустити, що різні ознаки зображень не однаково важливі при розпізнаванні образу. Тому для розрахунку метрики L за (3.33) необхідно визначити вагові коефіцієнти α_j всіх ознак, що вхо-

дять у зображення. Змінюючи ваги, потрібно вибрати таку метрику d , при котрій $L(x, \{x_i\})$ було б мінімальним. Очевидно, ознаки, що підкреслюють подібність зображень того самого класу, увійдуть з великими вагами.

Вибір метрики вигляду (3.34) аналогічний перетворенню простору зображень. Вибирається таке перетворення, яке найбільш щільно стискає область розташування всієї сукупності у новому просторі, змінюючи тільки масштабні множники координат, тобто є лінійним. Після лінійного перетворення простору евклідова відстань між двома точками буде еквівалентною матриці зважування координат відповідно до (3.33) і (3.34).

Нехай x_v і x_q – вектори-рядки, отримані шляхом перетворення векторів x_v і x_q за допомогою матриці $A = (\alpha_{ij})_n$, тобто

$$\tilde{x}_v = x_v A; \quad \tilde{x}_q = x_q A \quad (3.35)$$

Тоді можна записати

$$\tilde{x}_v - \tilde{x}_q = (x_v - x_q) A. \quad (3.36)$$

З врахуванням (3.36) вираз (3.34) буде мати вигляд

$$d(\tilde{x}_v, \tilde{x}_q) = \left\{ \sum_{i=1}^n \left[\sum_{k=1}^n \alpha_k (x_{kv} - x_{kq})^2 \right]^{\frac{1}{2}} \right\}^{\frac{1}{2}}. \quad (3.37)$$

Якщо лінійно перетворити тільки масштабні коефіцієнти, то матриця A буде діагональною, й у цьому випадку відстань d визначається формулою

$$d(x_v, x_q) = \left[\sum_{k=1}^n \alpha_k^2 (x_{kv} - x_{kq})^2 \right]^{\frac{1}{2}}. \quad (3.38)$$

Підставивши (3.38) у (3.33) і зробивши відповідні перетворення, одержимо

$$d^2(\tilde{x}_v, \tilde{x}_q) = \min \left[\frac{2m}{m-1} \sum_{i=1}^n \alpha_i^2 \sigma_i^2 \right], \quad (3.39)$$

$$\sigma_i^2 = \overline{x_i^2} - (\bar{x}_i)^2.$$

де

Завдання полягає у тому, щоб знайти такі α_{ij} , які доставляли би матриці d мінімум. При розв'язанні цієї задачі на елементи матриці A накладаються обмеження. Звичайно застосовують два типи обмежень

$$\sum_{i=1}^n \alpha_{ij} = 1 \quad (3.40)$$

чи

$$\prod_{i=1}^n \alpha_{ij} = 1. \quad (3.41)$$

Перше обмеження означає, що кожен коефіцієнт лежить у межах $0 \leq \alpha_{ij} \leq 1$ і має сенс відносної ваги ознаки x_j , тобто ваги, з якою цей фактор входить у загальну міру відстані. Це обмеження може виявитися недостатнім, тому що воно не гарантує простого стиску розглянутої області простору зображень.

Друге обмеження веде до того, що обсяг області простору зображень повинен залишитися постійним. При цьому як би визначається вигляд прямокутної області, здатної вмістити розглянуту область простору так, щоб мінімізувати середньоквадратичне відхилення по сукупності точок, що попадають у цю область.

Задача мінімізації метрики d є задачею на умовний екстремум і розв'язується за допомогою множників Лагранжа [29]. Складемо функцію

$$F = \frac{2}{m-1} \left(\sum_{i=1}^n \alpha_i^2 \sigma_i^2 - 2\lambda \sum_{i=1}^n \alpha_i \right). \quad (3.42)$$

Для визначення мінімальних α_{ij} візьмемо похідну і прирівняємо її до нуля. Одержимо

$$\alpha_i \sigma_i^2 - \lambda = 0. \quad (3.43)$$

Тоді

$$\alpha_i = \frac{\lambda}{\sigma_i^2}. \quad (3.44)$$

Якщо на α_{ij} накладемо умову (3.40), то

$$\lambda = \left[\sum_{i=1}^n \frac{1}{\sigma_i^2} \right]^{-1}. \quad (3.45)$$

Отже,

$$\lambda = \left[\sigma_i^2 \sum_{i=1}^n \frac{1}{\sigma_i^2} \right]^{-1}. \quad (3.46)$$

Для визначення коефіцієнтів α_{ii} при обмеженні (3.41) необхідно функцію F записати у вигляді

$$F = \frac{2m}{m-1} \left(\sum_{i=1}^n \alpha_{ii}^2 \sigma_i^2 - 2\lambda \prod_{i=1}^n \alpha_{ii} \right), \quad (3.47)$$

продиференціювати її по α_{ii} , прирівняти до нуля. Тоді при зазначеному вище обмеженні одержимо

$$\alpha_{ii} = \left(\prod_{i=1}^n \sigma_i \right)^{1/n} \frac{1}{\sigma_i}. \quad (3.48)$$

Як видно з формул (3.46) і (3.48), для мінімізації відстані між векторами-зображеннями всередині образу-класу найбільшу вагу повинні мати ті ознаки, дисперсії яких мінімальні.

З врахуванням вищевикладеного, міра подібності в перетвореному просторі між вектором X_v і членами образу $V \{x_j\}$ визначається за формулою

$$L(x_v, \{x_j\}) = \frac{1}{m} \sum_{q=1}^m \sum_{i=1}^n \alpha_i^2 (x_{iv} - x_{iq})^2, \quad (3.49)$$

де x_{iq} — i -та координата q -того зображення з класу V .

Співвідношення (3.49) можна спростити, якщо в нього підставити значення α_{ii} , припустимо, з рівності (3.48). Тоді

$$L(x_v, \{x_j\}) = \left(\prod_{i=1}^n \sigma_i \right)^{2/n} \left[\sum_{i=1}^n \left(\frac{x_{iv} - \bar{x}_i}{\sigma_i} \right)^2 + n \right], \quad (3.50)$$

де $\bar{x}_i$ — середнє значення координати x_i по всій сукупності векторів $\{x_j\} (j=1, m)$.

Функція (3.50) отримана з використанням процедури лінійного стику простору зображень. Ще більш ефективним є перетворення обертання, яке здійснюється за допомогою матриці G з наступним діагональним перетворенням за допомогою матриці A . Матриця G являє собою матрицю власних векторів матриці коваріації K , побудованих на векторах відповідного класу. Матриця A діагональна, а її еле-

менти задаються рівністю (3.46), де $\sigma_{ii}^2 = \lambda_i$, а α_{ii} — власні числа матриці K . Матриця повного перетворення виявляється рівною [37]

$$B = G' \cdot A \quad x_v \text{ і множиною } \{x_j\} \text{ виражається формулою} \quad (3.51)$$

$$L(x_v, \{x_j\}) = \frac{1}{m} \sum_{i=1}^n \sum_{v=1}^m \left[\sum_{k=1}^n \beta_k (x_k - x_{vk}) \right]^2, \quad (3.52)$$

де x_k — k -та координата зображення x_v ; β_k — елементи матриці перетворення.

Рівність (3.52) можна привести до більш зручного вигляду. Для цього розглянемо вираз, що знаходиться в дужці рівності (3.52) за умови $\alpha_{ii} = \left(\prod_{i=1}^n \sqrt{\lambda_i} \right)^{1/n} (\sqrt{\lambda_i})^{-1}$, тобто

$$\sum_{k=1}^n \beta_k (x_k - x_{vk}) = \left(\prod_{i=1}^n \sqrt{\lambda_i} \right)^{1/n} (\sqrt{\lambda_i})^{-1} (y_i - y_{iv}), \quad (3.53)$$

де $y_i = \sum_{k=1}^n g_k x_k$ — результати перетворення запропонованого зображення i -тим власним вектором; $y_{iv} = \sum_{k=1}^n g_k x_{vk}$ — результат

перетворення v -того зображення того чи іншого образу i -тим власним вектором. Тоді можна записати

$$L(x_v, \{x_j\}) = \frac{1}{m} \sum_{i=1}^n \sum_{v=1}^m \left(\prod_{i=1}^n \lambda_i \right)^{1/n} \frac{(y_i - y_{iv})^2}{\lambda_i}. \quad (3.54)$$

Після підсумовування (3.54) по m одержимо

$$L(x_v, \{x_j\}) = \left(\prod_{i=1}^n \lambda_i \right)^{1/n} \left[\sum_{i=1}^n \left(\frac{x_{iv} - \bar{x}_i}{\sigma_i} \right)^2 + n \right]. \quad (3.55)$$

Розв'язувальне правило має наступний вигляд

$$\begin{aligned} x \in V_1, & \quad \text{якщо} \quad L(x, \{x_{v_1}\}) < L(x, \{x_{v_2}\}) \\ x \in V_2, & \quad \text{якщо} \quad L(x, \{x_{v_1}\}) < L(x, \{x_{v_2}\}). \end{aligned} \quad (3.56)$$

Функція (3.55) разом з розв'язувальним правилом (3.56) являє собою алгоритм F_4 у нашому позначенні.

3.2.3 Метод потенційних функцій

При класифікації вектора ситуації розв'язувальне правило можна одержати за допомогою потенційних функцій [55]

$$R(x, x_k) = \sum_{i=1}^n \lambda_i^2 \varphi_i(x) \varphi_i(x_k), \quad (3.57)$$

де λ_i — дійсні числа, відмінні від нуля, обрані таким чином, щоб функція $R(x, x_k)$ для образів $x_k \in V_1 \cup V_2$ була обмежена; φ_i — ортонормовані функції.

На етапі навчання вибіркові образи подаються системі, яка по-свідно обчислює значення потенційних функцій. Власне, класифікація здійснюється шляхом ітеративного обчислення кумулятивного потенціалу $R_k(x)$ за правилом

$$R_{k+1}(x) = R_k(x) + r_{k+1} R(x, x_{k+1}), \quad (3.58)$$

де r_{k+1} — деякі коефіцієнти.

Кумулятивний потенціал на k -тому кроці ітеративної процедури визначається сукупністю значень окремих потенційних функцій таким чином, що при неправильній класифікації образу x_k здійснюється його корекція. Якщо ж образи класифікуються правильно, то значення кумулятивного потенціалу не змінюється.

На початку етапу навчання задається $R_0(x) = 0$. При поданні відповідного образу розрахунок кумулятивного потенціалу здійснюється за рівнянням (3.58), коефіцієнти якого визначаються із співвідношення

$$r_{k+1} = \begin{cases} 0 & \text{при } x_{k+1} \in V_1 \text{ и } R_k(x_{k+1}) > 0, \\ 0 & \text{при } x_{k+1} \in V_2 \text{ и } R_k(x_{k+1}) < 0, \\ 1 & \text{при } x_{k+1} \in V_1 \text{ и } R_k(x_{k+1}) \leq 0, \\ -1 & \text{при } x_{k+1} \in V_2 \text{ и } R_k(x_{k+1}) \geq 0. \end{cases} \quad (3.59)$$

Співвідношення (3.59) мають наступний сенс: якщо алгоритм дає правильну класифікацію, то $r_{k+1} = 0$. Якщо ж алгоритм класифікує образ неправильно, то коефіцієнт r_{k+1} , якщо образ належить V_1 і $k+1$, якщо x_{k+1} належить V_2 . Виключивши із заданої навчальної послідовності ті образи, при класифікації яких значення кумулятивного потенціалу не змінюються, можна сформувати послідовність з M образів, які забезпечують виправлення помилок. У цьому випадку для визначення кумулятивного потенціалу використовується співвідношення

$$R_{k+1}(x) = \sum_{i=1}^M a_i R(x, x_i), \quad (3.60)$$

a_i — показник класу.

З (3.60) і (3.61) випливає, що кумулятивний потенціал для $k+1$ вибіркового вектора дорівнює різниці між повним потенціалом, викликаним вибічковими образами, які виправляють помилки, які належні класу V_1 , і повним потенціалом, викликаним вибічковими образами, що виправляють помилки, належні класу V_2 .

Таким чином, кумулятивний потенціал виконує роль розв'язувального правила при класифікації вектора $R_k(x_{k+1})$. У тих випадках, коли значення кумулятивного потенціалу $R_k(x_{k+1})$ більше нуля, якщо x_{k+1} належить класу V_1 , або менше нуля, якщо x_{k+1} належить класу V_2 , значення кумулятивного потенціалу не корегується. При неправильній класифікації образу в процесі навчання виконується уточнення потенційної функції.

Існує декілька підходів до вибору вигляду потенційної функції [54]. Найбільш часто використовується потенційна функція вигляду

$$k(x, x_k) = \exp \left[-\frac{\|x - x_k\|^2}{2} \right], \quad (3.62)$$

де $\|x - x_k\|^2$ — квадрат норми вектора xx_k .
Обчислення припиняються при $k=n$, коли

$$k_{n-1}(x) > 0, \quad \forall x \in V_1. \quad (3.63)$$

Крім розглянутих, існують і інші методи теорії розпізнавання образів. Вони розглядаються, наприклад, у монографіях [29, 32, 37]. Ми зупинилися тільки на тих методах, які були використані нами при

розв'язанні задачі оцінки вірогідності вимірюваних концентрацій шкідливих домішок у системі АСКНС-АГ.

3.3 Загальні принципи організації процесу навчання

Необхідним етапом процесу класифікації, чи розпізнавання образів, є процедура навчання, яка полягає у формуванні навчальних вибірок і побудові на їхній основі функцій чи метрик, що визначають розв'язувальне правило. Навчальні вибірки являють собою множину векторів ситуацій, координатами яких є статистично значущі фактори, які впливають на поширення шкідливої домішки в атмосфері. Очевидно, що часові ряди контрольованої домішки і впливаючих факторів повинні мати властивості, притаманні статистичним вибіркам.

При побудові навчальної сукупності за основу береться множина значень інгредієнта, яку потрібно сформувати таким чином, щоб була відсутня кореляційна залежність між членами ряду. Остання визнається за часом релаксації кореляційної функції.

Виходячи з фізичних міркувань, можна вибрати значну кількість факторів, що потенційно впливають на поширення домішки. До них можна віднести метеорологічні величини, характеристики і потужності джерел викиду, передісторію процесу поширення в атмосфері інгредієнта. Усі ці характеристики розглядаються як координати вектора впливаючих факторів. Кількість таких векторів, які складають навчальну сукупність, повинна бути досить великою.

Оскільки більшість даних, що входять у навчальну сукупність, є емпіричними, тому при збільшенні числа впливаючих факторів, зростає і кількість помилкових спостережень. Більшість алгоритмів розпізнавання заснована на побудові матриці коваріації. Дисперсії помилок вимірів певною мірою спотворюють величини елементів цих матриць. З іншого боку, метеорологічні величини, що визначають перенос і дифузії домішки в атмосфері, статистично пов'язані одна з одною. Тому, залучення великого числа факторів може призвести до недостатньої обумовленості матриці коваріації.

Таким чином, коли доводиться мати справу з обробкою великого числа емпіричних даних, що містять похибки спостережень, перш ніж будувати яку-небудь багатовимірну статистичну модель, необхідно зробити статистичну оцінку і вибрати оптимальне число впливаючих факторів, при досягненні якого подальше їхнє додавання не приведе

до істотного збільшення ступеня адекватності статистичної моделі. Методи добору оптимальних предикторів містяться в роботах Н.А. Богрова [40-42]. Одним з цих методів є метод включення. Суть методу полягає у побудові матриці частинних коефіцієнтів кореляції, виборі з них найбільшого й оцінці його значущості за критерієм Стюдента [43]. Процедура просівання продовжується доги, поки цей критерій не стане менше від критичного значення при заданому рівні значущості і числі степенів свободи.

Згідно з [40-42] у матрицю для просівання варто включати фактори, що не мають між собою кореляційних зв'язків. Тому, доцільно побудувати матрицю кореляції між усіма розглянутими факторами, а потім на її основі вибрати групи некорельованих величин, які надані і піддавати процедурі просівання з метою виділення статистично значущих факторів. Останні є координатами вектора ситуації, який характеризує умови розсіювання тієї чи іншої шкідливої домішки в атмосфері. Множина таких векторів ситуацій, обраних за визначений період часу з дискретністю, яка виключає часовий кореляційний зв'язок значень інгредієнта, і являє собою навчальну сукупність. Однозначної думки щодо розмірності навчальної сукупності, необхідної для одержання надійних результатів класифікації, немає. Однак у роботі [32] міститься твердження, що практично придатним емпіричним правилом є вибір числа образів N не меншого, ніж $20(k+1)$, де k — число впливаючих факторів. Очевидно, що у навчальну сукупність будуть включені вектори ситуацій, які характеризують різні стани природного середовища. Це призводить до збільшення помилок при класифікації контрольованого вектора ситуації [44, 45]. Класифікація поліпшується, якщо розв'язувальне правило будувати не на всій вихідній навчальній сукупності, а на підмножинах, складених з векторів ситуації, що визначають подібні стани атмосфери, які обумовлюють певною мірою однорідні умови поширення домішок. Виділення таких підмножин може бути здійснено методами кластеризації [31, 32, 44, 46]. При розв'язанні задачі оцінки вірогідності вимірюваних концентрацій шкідливих домішок атмосфери можна використати алгоритм ІСОМАД [32]. Суть методу полягає в організації груп (кластерів) векторів ситуацій, з мірою подібності θ , яка має сенс середньоквадратичного відхилення, розрахованого за всіма значеннями навчальної сукупності [44].

Алгоритм ІСОМАД є ітеративним. Первісна кількість кластерів і їхніх центрів задаються довільно, а потім вони уточнюються за визначеним правилом.

На першому етапі розраховується матриця квадратичних відхилень D_{ij} кожного вектора вхідної матриці від заданих центрів кластерів. Поділ N векторів ситуації навчальної сукупності на кластери виконується за правилом

$$x \in S_i, \quad \text{якщо} \quad d_{ik} \leq d_{jk}, \quad (3.64)$$

$$(j = \overline{1, NC}, \quad i = \overline{1, NC}, \quad k = \overline{1, N}).$$

де S_i – i -тий кластер; NC – первісно задана кількість кластерів. Якщо виявиться, що після порівняння $NC=1$, то кластеризація закінчується, тобто всі вектори навчальної сукупності належать одному кластеру. В протилежному випадку обчислюються нові центри кластерів і відносно них знову визначається матриця середньоквадратичних відхилень D_{ij} , а потім розраховується середня відстань до центра кожного кластера

$$\bar{D}_i = \frac{1}{M} \sum_{k=1}^M d_k, \quad (3.65)$$

де NM_i – число векторів i -того кластера. По них знаходиться загальна відстань для всіх N вихідних векторів:

$$\bar{\bar{D}} = \frac{1}{M} \sum_{k=1}^N d_k, \quad (3.66)$$

яка використовується для організації подальших кроків ітеративного процесу разом з вектором середніх середньоквадратичних відхилень від центра кластерів $\bar{\sigma}_i = (\sigma_k)_{k=1}^M$. Якщо для кластера виконується умова

$$\sigma_{j \max} \geq \theta_s; \quad \bar{D}_j \geq \bar{\bar{D}}; \quad M_i \geq 2(\theta_1 + 1), \quad (3.67)$$

то останній поділяється на два нових кластери з центрами z_i^+ і z_i^- .

У нерівностях (3.67) $\sigma_{j \max}$ – найбільший компонент вектора $\bar{\sigma}$; θ_1 – мінімальна кількість векторів, що складають кластер (задається апріорі).

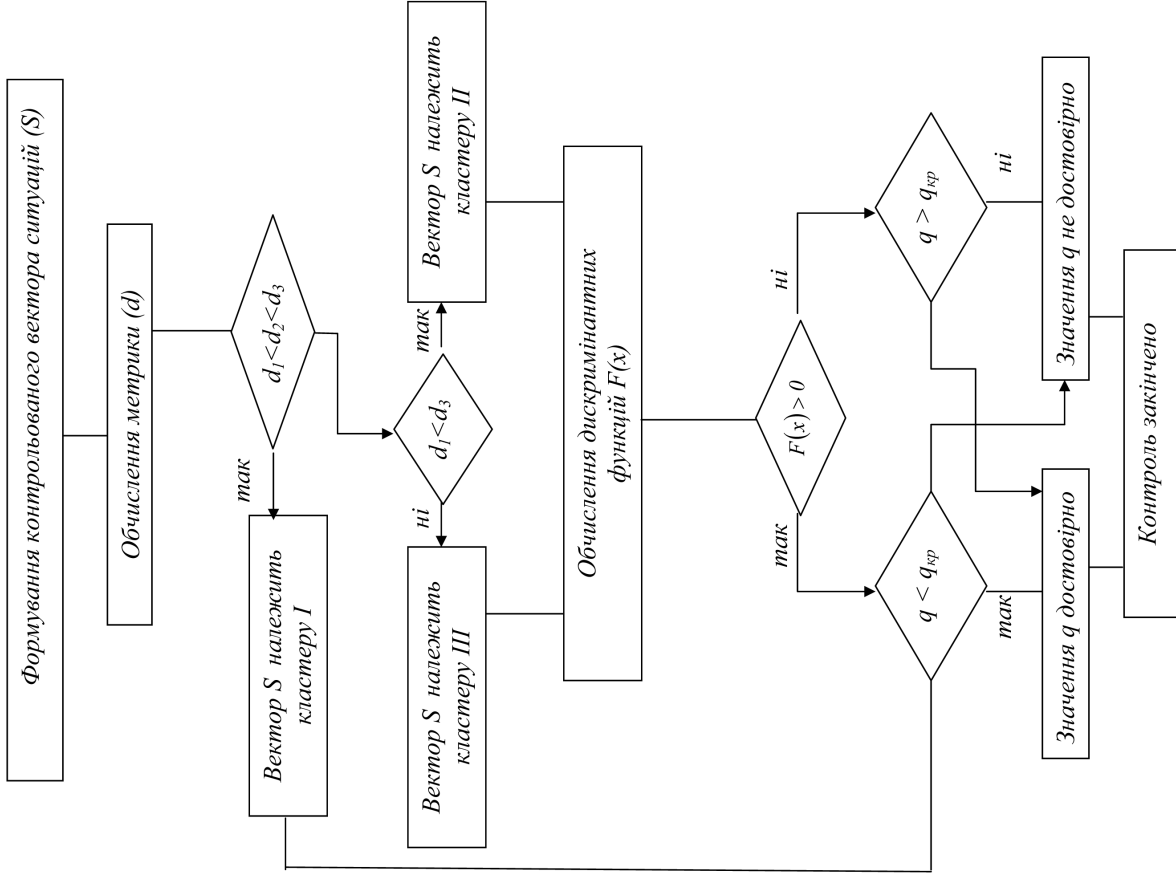


Рис.3.1 Блок-схема двоступінчастої моделі критичного контролю вимірюваного значення концентрації інгредієнта

Нові центри кластерів задаються векторами, координати яких від-
повідають усім координатам вектора $\tilde{z}_j$, крім того, для якого макси-
мальною є σ_j . Ця координата розраховується за виразами

$$z_j^- = \tilde{z}_j - 0,5\sigma_{j \max}. \quad (3.68)$$

Після цього ітераційний процес закінчується. Якщо ж виявляється, що $D_j < D$, то обчислюються середньоквадратичні відстані між усіма парами центрів кластерів D_{ij} і порівнюються з параметром θ_s . Ті L відстаней, що менші чи дорівнюють θ_s , ранжуються в міру зростання, і здійснюється процес злиття кластерів. Кластери з центрами $\tilde{z}_{ij}$ і $\tilde{z}_{il}$ ($l = 1, L_j$) поєднуються за умови, що у поточному циклі ітерації процедура злиття не застосовувалася ні до того, ні до іншого кластера. Центр нового кластера визначається таким чином:

$$z_i = \frac{M_i \tilde{z}_i + M_l \tilde{z}_l}{M_i + M_l}. \quad (3.69)$$

Після цього процес ітерації продовжується з першого кроку.

Кількість ітерацій при кластеризації обмежується дослідником.

Отримані підмножини являють собою окремі навчальні сукупності, на основі яких будуються розв'язувальні правила при класифікації.

Алгоритм ISOMAD має низку переваг: він простий у реалізації, займає невеликий обсяг оперативної пам'яті, потребує мало комп'ютерного часу.

На рис.3.1 зображена блок-схема двоступінчастої моделі критичного контролю вимірюваних концентрацій.

РОЗДІЛ 4

Статистичний прогноз забруднення атмосферного повітря

4.1 Метеорологічні аспекти формування рівня забруднення повітряного басейну

4.1.1 Фізичні процеси, які обумовлюють розсіювання домішок у граничному шарі атмосфери

Поширення в атмосфері домішок, що надходять від джерел забруднення, відбувається під дією двох механізмів. Першим з них є перенос домішки упорядкованим потоком повітря, другим – дифузія за рахунок турбулентного обміну.

Як відомо, характеристики стану атмосфери і концентрації інгредієнта можна визначити таким чином [1, 2]:

$$U_i = \bar{U}_i + U'_i, \quad i = 1, 3, \quad (4.1)$$

$$\theta = \bar{\theta} + \theta', \quad (4.2)$$

$$q = \bar{q} + q', \quad (4.3)$$

де $\bar{U}, \bar{\theta}, \bar{q}$ – середнє значення складових швидкості вітру, потенціальної температури повітря і концентрації домішки, а штрих позначає випадкову компоненту (пульсацію).

Враховуючи рівняння (4.1)–(4.3) та осереднюючи за часом рівняння динаміки атмосфери та рівняння дифузії домішки у відповідності з ергодичною гіпотезою, можна записати рівняння моделі переносу й дифузії субстанції у рамках наближення Буссінеска у граничному шарі атмосфери для середнього руху [3]

$$\frac{\partial \bar{U}_i}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x_i} \left[\bar{U}_i \bar{U}_j + \overline{U_i U_j} \right] = \frac{1}{\rho} \frac{\partial \bar{P}}{\partial x_i} + \nu \frac{\partial^2 \bar{U}_i}{\partial x_j^2} + g_i - 2E_{ijk} \Omega_j \bar{U}_k, \quad (4.4)$$

$$\frac{\partial \bar{U}_i}{\partial x_i} = 0, \quad (4.5)$$

$$\frac{\partial \bar{\theta}}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x_i} [\bar{U}_i \bar{\theta} + \overline{U_i \theta'}] = k \frac{\partial^2 \bar{\theta}}{\partial x_i^2}, \quad (4.6)$$

$$\frac{\partial \bar{q}}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x_i} [\bar{U}_i \bar{q} + \overline{U_i q'}] = D \frac{\partial^2 \bar{q}}{\partial x_i^2} + S, \quad (4.7)$$

$$\bar{P} = R \rho \bar{T}_v \quad (4.8)$$

й дифузійного руху

$$\begin{aligned} \frac{\partial U'_i}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x_i} [\bar{U}_j U'_i + U'_j \bar{U}_i + U'_i U'_j - \overline{U'_i U'_j}] = \\ = -\frac{1}{\rho} \frac{\partial P'}{\partial x_i} + \frac{\rho'}{\rho^2} \frac{\partial \bar{P}}{\partial x_i} + \nu \frac{\partial^2 U'_i}{\partial x_i^2} - 2E_{ijk} \Omega_j U'_k \end{aligned} \quad (4.9)$$

$$\frac{\partial U'_i}{\partial x_i} = 0, \quad (4.10)$$

$$\frac{\partial \theta'}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x_i} [U'_i \bar{\theta} + \bar{U}_i \theta' + U'_i \theta' - \overline{U'_i \theta'}] = k \frac{\partial^2 \theta'}{\partial x_i^2}, \quad (4.11)$$

$$\frac{\partial q'}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x_i} [U'_i \bar{q} + \bar{U}_i q' + U'_i q' + \overline{U'_i q'}] = D \frac{\partial^2 q'}{\partial x_i^2}, \quad (4.12)$$

$$\frac{\rho'}{\rho} = \frac{T_v}{T_v}. \quad (4.13)$$

В рівняннях (4.4)-(4.13) $i, j, k = \overline{1, 3}$; D – коефіцієнт молекулярної теплопровідності й дифузії; P – тиск; ρ – густина повітря; Ω – вектор кутової швидкості обертання Землі, $E_{i,j,k}$ – тензор перестановок; S – функція джерела; ν – коефіцієнт кінетичної в'язкості повітря.

У рівнянні (4.4) члени, розташовані у правій його частині, описують відповідно вплив сил баричного градієнта, молекулярної в'язкості, сили тяжіння, сили Коріоліса, а у рівняннях (4.6) і (4.7) – молекулярної теплопровідності й молекулярної дифузії. Структура осередненого потоку значно простіша, ніж потоку, який визначається турбулентними пульсаціями. Проте, система рівнянь (4.4)-(4.8), що описує осереднений рух, є незамкнутою, оскільки коваріації $\overline{U'_i U'_j}$, $\overline{U'_i \theta'}$, $\overline{U'_i q'}$, які в цих системах утримуються і які називаються напругами Рейнольдса, невідомі. Для того, щоб мати можливість проінтегрувати цю систему, потрібно сформулювати додаткові припущення

відносно коваріацій. Такі припущення називають параметризацією. Існують два підходи до параметризації напруг Рейнольдса $\overline{U'_i U'_j}$: замикання першого та другого порядків.

Замикання першого порядку, або k -теорія, ґрунтуються на використанні коефіцієнта турбулентного обміну. Сутність його полягає у такому. Позначимо $U'_1 = U'$; $U'_2 = V'$ і $U'_3 = W'$ – пульсації зональної меридіональної та вертикальної компоненти швидкості вітру. Тоді можна припустити, що

$$\overline{U'W'} = -k_m \frac{\partial U}{\partial z}; \quad \overline{V'W'} = -k_m \frac{\partial V}{\partial z}, \quad (4.14)$$

де k_m – коефіцієнт турбулентної в'язкості або турбулентного обміну, U , V – зональна та меридіональна компоненти середнього руху повітря.

Коефіцієнт турбулентного обміну k_m характеризує особливості кінетики турбулентного руху й не залежить від фізичних властивостей субстанції, яка переноситься турбулентними вихорами.

Тепер для замикання системи рівнянь (4.4)-(4.8) треба визначити якийсь чинник коефіцієнт турбулентного обміну (турбулентності). У k -теорії коефіцієнт турбулентності визначається за допомогою диференціальних рівнянь для балансу кінетичної енергії турбулентних вихорів

$$k \left[\left(\frac{\partial u}{\partial z} \right)^2 + \left(\frac{\partial v}{\partial z} \right)^2 \right] + \frac{g}{\theta_0} \frac{Q(z)}{C_p \rho} + \alpha_\varepsilon \frac{d}{dz} k \frac{d\theta}{dz} - \varepsilon = 0, \quad (4.15)$$

швидкості дисипації турбулентної енергії

$$k \left[\left(\frac{\partial u}{\partial z} \right)^2 + \left(\frac{\partial v}{\partial z} \right)^2 \right] + \alpha_1 \frac{g}{\theta_0} \frac{Q(z)}{C_p \rho} + \alpha_2 \frac{d}{dz} k \frac{d\varepsilon}{dz} - \alpha_3 \varepsilon = 0 \quad (4.16)$$

й співвідношення Колмогорова

$$k = a_\varepsilon \varepsilon^2 / \varepsilon. \quad (4.17)$$

При цьому беруться такі граничні умови для горизонтальних складових швидкості вітру, інтенсивності турбулентності й швидкості дисипації:

$$\begin{aligned} \text{при } z \rightarrow z_0; \quad u = v = 0; \quad \theta = \theta_0; \quad \varepsilon = \varepsilon_0 \\ \text{при } z \rightarrow \infty; \quad u \rightarrow u_g; \quad v \rightarrow v_g; \quad \theta \rightarrow \theta_g; \quad \varepsilon \rightarrow 0, \end{aligned} \quad (4.18)$$

де z_0 – рівень шорсткості, u_g , v_g – складові геострофічного вітру.

Структура рівнянь (4.15) і (4.16) вказує на те, що йдеться про одновимірну стаціонарну задачу. При її розв'язанні визначається вертикальний профіль коефіцієнта турбулентності, а також вертикальні профілі метеорологічних величин у граничному шарі атмосфери. При такому підході до моделювання турбулентної структури граничного шару особливості його термодинамічного стану не враховуються.

Існують й інші підходи до параметризації коефіцієнта турбулентності, а саме: визначення його значення, форми його вертикального профілю k_z , законів змінювання його з висотою. У першому випадку часто беруть умову $k = \text{const}$. У цьому випадку систему рівнянь динаміки граничного шару (4.4)–(4.8) можна розв'язати аналітично. Ілюстрацією другою підходу є модель коефіцієнта турбулентного обміну для стаціонарного горизонтального однорідного стійко стратифікованого граничного шару Бусінгера й Арія [4]

$$k = \frac{\mathcal{K}_* z \exp\left[-fz \left|v_g / u_*^2\right|\right]}{1 + \beta z / L}, \quad (4.19)$$

де f – параметр Коріоліса; $|v_g|$ – модуль градієнтного вітру; $\square$ – стала Кармана; u_* – динамічна швидкість; $\beta=4,7$; L – масштаб Моніна-Обухова.

Якщо висота над підстильною поверхнею стає сумірною з масштабом Обухова–Моніна, який визначається рівнянням [2, 5]

$$L = -u_*^3 / \left\{ \mathcal{K}_*^2 \frac{Q_0}{\Gamma \rho C_p} \right\}, \quad (4.20)$$

де Q_0 – турбулентний потік тепла.

Коефіцієнт турбулентності у значною мірою стає залежним від стратифікації температури. Наприклад, якщо стратифікація не дуже відрізняється від байдужої, можна взяти таку модель коефіцієнта турбулентності [5]

$$k = \mathcal{K}_* z \left(1 - \rho_0 \frac{z}{L} \right). \quad (4.21)$$

Аналіз рівнянь (4.20) і (4.21) показує, що при нестійкій стратифікації, коли $Q_0 > 0$, $L < 0$, другий член у дужках рівняння (4.21) додатний. Навпаки, за умов стійкої стратифікації граничного шару атмосфери ($Q_0 < 0$, $L > 0$) другий член у дужках рівняння (4.21) від'ємний. Звідси видно, що при нестійкому стані граничного шару коефіцієнт турбу-

лентності має більше значення, ніж при стійкому стані. Отже, турбулентна структура граничного шару атмосфери і, як наслідок, умови дифузії домішок залежать від стану його термічної стійкості.

Розрізняють два види термічної структури граничного шару атмосфери: конвективний граничний шар і стійкий граничний шар.

Граничний шар називають конвективним, коли він великою мірою зазнає впливу нагрітої сонячними променями земної поверхні. У ньому на величину коефіцієнта турбулентності впливають сили плавучості. Над сушею конвективний граничний шар складається з декількох шарів. Першим з них є приземний шар, товщина якого обмежується рівнем $z < |L|$. Як зазначалося вище, $k \sim \tilde{u}l$, де l – шлях змішування. У приземному шарі повітря $\tilde{u} \sim u_*$, $l \sim z$ таким чином $k \sim u_* z$, що приводить до лінійного зростання коефіцієнта турбулентності з висотою. Другим шаром є шар вільної конвекції. У цьому шарі джерелом енергії турбулентності є не тільки взаємодія середнього потоку з пульсацийними рухами, але й сили плавучості, і коефіцієнт турбулентності продовжує зростати з висотою. Якщо позначити верхню межу граничного шару через h , то шар вільної конвекції поширюється до висоти $z \sim 0,1h$. Наступний шар має назву шару перемішування. У цьому шарі структура турбулентності не залежить від висоти й напруги тертя. Отже, коефіцієнт турбулентного обміну мало залежить від розподілу за висотою температури повітря й зсуву вітру і знаходиться у межах $0,1 \dots 0,8h$.

Верхня частина конвективного граничного шару має назву шару втягнення. Він розташується приблизно у межах висот $0,8 \dots 1,2h$. Структура турбулентності у ньому визначається процесами втягнення більш теплого повітря із шару замикаючої інверсії. Отже, важливого значення набувають характеристики шару інверсії, який замикає конвективний граничний шар. Коефіцієнт турбулентності у цьому шарі різко зменшується з висотою, досягаючи значень, характерних для вільної атмосфери. Отже, в умовах конвективного граничного шару необхідно проводити параметризацію турбулентності для кожного із індивідуальних шарів, з яких складається конвективний граничний шар.

В конвективних умовах енергія за рахунок сил плавучості надходить до вихорів великого масштабу. Тому у спектрі турбулентних вихорів переважають великомасштабні вихори. Крім того, структура турбулентності залежить від горизонтальної неоднорідності конвективного граничного шару, бароклінності, процесів утягнення біля шару замикаючої інверсії, нестаціонарності потоків. Певний вплив справляють і гравітаційні хвилі.

Стійким називають граничний шар атмосфери, який характеризується стійкою температурною стратифікацією. При стійкій стратифікації сили плавучості не генерують, а пригнічують турбулентність, причому у першу чергу великі вихори. Тому рівень пульсацій метеорологічних величин у стійкому граничному шарі значно нижчий.

Структура стійкого граничного шару великою мірою визначається інтенсивністю та вертикальною протяжністю приземної інверсії температури. При їх збільшенні товщина граничного шару зменшується, а помітний турбулентний обмін спостерігається тільки у вузькому шарі поблизу земної поверхні.

В стійко стратифікованому граничному шарі атмосфери виникають внутрішні хвилі. За певних умов вони можуть стати нестійкими, що призведе до виникнення або руйнування окремих зон турбулентності. Часто зі стійким граничним шаром пов'язана нічна мезоструминна течія, вісь якої розташовується поблизу верхньої межі шару. В холодну половину року, якщо турбулентний потік від'ємний, мезоструминна течія може зберігатися тривалий час. Із мезоструминною течією пов'язані великі вертикальні зсуви швидкості вітру, які створюють сприятливі умови для розвитку турбулентності у верхній частині стійкого граничного шару.

Третій підхід до параметризації турбулентного обміну можливо реалізувати, застосовуючи, крім рівнянь для середніх метеорологічних полів, рівняння які описують еволюцію турбулентних потоків. Але цей підхід зводиться, по суті, до замикання другого порядку.

Замикання другого порядку дає можливість уникнути параметризації турбулентності за допомогою коефіцієнта турбулентності. Воно полягає у наступному. Якщо рівняння (4.9) помножити на u'_k , а потім те ж рівняння, записане для u'_k , помножити на u'_i , а потім скласти отримані рівняння й, нарешті, застосувати операцію осереднення, то отримаємо рівняння

$$\begin{aligned} \frac{\partial \overline{u'_i u'_k}}{\partial t} = \overline{u_i} \frac{\partial}{\partial x_j} \overline{u'_k} - \left(\overline{u'_i u'_j} \frac{\partial \overline{u'_k}}{\partial x_j} + \overline{u'_i u'_j} \frac{\partial \overline{u'_k}}{\partial x_j} \right) - \frac{\partial}{\partial x_j} \overline{u'_i u'_j u'_k} - \\ - \frac{1}{\rho} \left(\overline{u'_k \frac{\partial p'}{\partial x}} + \overline{u'_i \frac{\partial p'}{\partial x_k}} \right) - \left(\frac{g}{\theta} \overline{u'_k \theta'} + \frac{g_k}{\theta} \overline{u'_i \theta'} \right) + \nu \left(\overline{u'_k \frac{\partial^2 u'_i}{\partial x_j^2}} + \overline{u'_i \frac{\partial^2 u'_k}{\partial x_j^2}} \right) - \\ - 2\Omega_j \left(\overline{E_{ij} u'_k u'_i} + \overline{E_{ji} u'_i u'_k} \right) \end{aligned} \quad (4.22)$$

яке характеризує баланс турбулентної напруги. Аналогічним чином на основі рівнянь (4.11) та (4.12) отримаємо рівняння

$$\begin{aligned} \frac{\partial}{\partial t} \overline{u'_i \theta'} = -\overline{u_i} \frac{\partial}{\partial x_j} \overline{u'_i \theta'} - \left(\overline{u'_i u'_j} \frac{\partial \overline{u'_i \theta'}}{\partial x_j} + \overline{u'_i \theta'} \frac{\partial \overline{u'_i}}{\partial x_j} \right) - \frac{\partial}{\partial x_j} \overline{u'_i u'_j \theta'} - \\ - \frac{1}{\rho_0} \frac{\partial p'}{\partial x_j} - \frac{(\theta')^2}{\theta} g_i + \left(\overline{v \theta'} \frac{\partial^2 u_i}{\partial x_j^2} + k u'_i \frac{\partial^2 \theta}{\partial x_j^2} \right) - 2\Omega_j E_{ijk} \overline{u'_i \theta'} - \\ \frac{\partial}{\partial t} \overline{u'_i q'} = -\overline{u_i} \frac{\partial}{\partial x_j} \overline{u'_i q'} - \left(\overline{u'_i u'_j} \frac{\partial \overline{u'_i q'}}{\partial x_j} + \overline{u'_i q'} \frac{\partial \overline{u'_i}}{\partial x_j} \right) - \frac{\partial}{\partial x_j} \overline{u'_i u'_j q'} - \\ - \frac{1}{\rho} q' \frac{\partial p'}{\partial x_j} - \frac{g_i \theta' q'}{\theta} + \left(\overline{v q'} \frac{\partial^2 u_i}{\partial x_j^2} + D u'_i \frac{\partial^2 q'}{\partial x_j^2} \right) - 2\Omega_j E_{ijk} \overline{u'_i q'} \end{aligned} \quad (4.23)$$

Ліві частини рівнянь (4.22)–(4.24) описують зміни за часом $\overline{u'_i u'_k}$, $\overline{u'_i \theta'}$, $\overline{u'_i q'}$, які мають сенс турбулентних потоків кількості руху, тепловмісту та домішки. Перші члени правої частини характеризують адвекцію коваріацій, другі – генерацію коваріацій за рахунок взаємодії середнього потоку з пульсаційними рухами. Група членів від третього до п'ятого описує відповідно зміни коваріацій за рахунок турбулентного переносу, взаємодії тиску з полем швидкості і генерації турбулентних пульсацій силою плавучості. Передостанні члени рівнянь (4.22)–(4.24) характеризують вплив молекулярної теплопровідності й молекулярної дифузії. Нарешті останні члени визначають вплив сил Коріоліса.

На основі рівняння (4.22) при $i=k$ легко отримати рівняння балансу кінетичної енергії турбулентності. Не викликає труднощі також одержання рівнянь для дисперсії температури та концентрації домішки. Для цього треба помножити рівняння (4.11) на θ' , а рівняння (4.12) – на q' і осереднити, що приведе до таких рівнянь:

$$\frac{\partial (\overline{\theta'})^2}{\partial t} = -\overline{u_i} \frac{\partial (\overline{\theta'})^2}{\partial x_j} - 2\overline{u'_i \theta'} \frac{\partial \overline{\theta}}{\partial x_j} - \frac{\partial}{\partial x_j} \overline{u_i (\theta')^2} - 2k \left(\frac{\partial \overline{\theta'}}{\partial x_j} \right)^2, \quad (4.25)$$

$$\frac{\partial (\overline{q'})^2}{\partial t} = -\overline{u_i} \frac{\partial (\overline{q'})^2}{\partial x_j} - 2\overline{u'_i q'} \frac{\partial \overline{q}}{\partial x_j} - \frac{\partial}{\partial x_j} \overline{u_i (q')^2} - 2D \left(\frac{\partial \overline{q'}}{\partial x_j} \right)^2. \quad (4.26)$$

Додатки в рівняннях (4.22–4.26), що описують процеси генерації, адвекції, вплив сил плавучості та Коріоліса, утримують як коваріації

турбулентних пульсацій, так і середні значення швидкості, температури і концентрації. Оскільки середні значення зазначених величин визначаються системою рівнянь (4.4)-(4.8), всі ці складові можна вважати відомими. Члени, які характеризують вплив молекулярних процесів, пульсацій тиску й турбулентної дифузії, не пов'язані безпосередньо ні з коваріаціями, ні зі середніми величинами й тому повинні вважатися невідомими величинами.

Детальний аналіз членів, які мають молекулярну в'язкість у рівнянні (4.22), показує, що вони мають значення тільки для дрібно-масштабної турбулентності, для якої справедлива гіпотеза про ізо-тропність. При такому допущенні вони пропорціональні величині дисипації кінетичної енергії турбулентності. Що стосується членів, які описують молекулярні процеси в рівняннях (4.23)-(4.25), то ними можна знехтувати. Коваріації, які мають пульсації тиску, руйнують напруту тертя і турбулентний потік тепла з такою ж інтенсивністю, з якою середні градієнти швидкості й температури генерують їх. Члени, що характеризують турбулентну дифузій, визначають локальні не змінення моментів за рахунок дивергенції турбулентного потоку. Вони нехтовно малі у приземному шарі при стратифікації, близькій до рівноважної, але мають велике значення у верхній частині конвективного граничного шару. Всі ці члени повинні бути відповідним чином параметризовані, щоб системі рівнянь (4.4)-(4.8) і (4.22)-(4.26) можна було розв'язати.

Підходи до параметризації невідомих членів системи рівнянь, що описують перенос і дифузій домішок в граничному шарі атмосфери, не є однозначними. Якщо розглядати конвективний граничний шар, то застосування для параметризації моментів замикання першого порядку мало придатне, оскільки за допомогою коефіцієнта турбулентності неможливо врахувати розподіл вертикальних рухів, обумовлених конвекцією. У байдуже або стійко стратифікованому граничному шарі середнє значення вертикальної швидкості дорівнює нулю, якщо рух можна розглядати бездивергентним. Це ж значення швидкості є модальним, а розподіл вертикальної швидкості — симетричним.

Розподіл швидкості вертикального руху у конвективному граничному шарі є іншим. У випадку бездивергентного горизонтального потоку, як і в стійкому граничному шарі, середнє значення вертикальної швидкості дорівнює нулю. Але розподіл швидкості вертикальних рухів має додатну асиметрію, а чітко визначені модальні значення верти-

кальної швидкості розташовуються у від'ємній півплощині. Саме завдяки цьому, при нестійкій стратифікації граничного шару вісь факела від високого джерела, не маючи плавучості, спрямована до поверхні землі, а не вгору, як на перший погляд здається, а тангенс нахилу осі факела близький до модального значення вертикальної швидкості.

Така структура конвективного граничного шару свідчить про те, що частинки домішки без зміни напрямку руху можуть перетинати увесь шар перемішування в упорядкованих конвективних потоках. Це не узгоджується з уявленням напівемпіричної теорії турбулентності, у котрій переміщення частинок вважається хаотичним, тобто процесом випадкових блукань. Отже, необхідно застосовувати поняття деякого ефективного коефіцієнта турбулентності, який урахував би і вплив упорядкованих вертикальних рухів на дифузій домішок. Такий коефіцієнт турбулентної дифузії повинен ураховувати не тільки відстань від підстильної поверхні z , що і має місце у моделях коефіцієнта турбулентності, але й детальну структуру конвективного граничного шару атмосфери, а також висоту джерела. У зв'язку з цим, оцінка характеристик розсіювання домішок, яка ґрунтується на розв'язанні системи рівнянь (4.4)-(4.8) за умови замикання першого порядку, не дає надійних результатів [3].

Певні недоліки у цих умовах мають і замикання другого порядку. В них, як зазначалося вище, поступлюється вид параметризації третіх моментів вертикальної швидкості. Однак саме треті моменти являють собою характеристики асиметрії розподілу швидкостей вертикальних рухів, яка великою мірою залежить від структури конвективного граничного шару атмосфери.

Зі стійким граничним шаром пов'язується ряд невизначеностей. По-перше, структура стійкого граничного шару рідко відповідає стаціонарним атмосферним умовам. Тому при заданих значеннях середнього вертикального градієнта температури і вертикального зсуву вітру характеристики турбулентності не можуть бути більш-менш точно описані. По-друге, під дією внутрішніх хвиль великої амплітуди, які генеруються у стійко стратифікованому граничному шарі атмосфери, спектр турбулентності у значною мірою може спотворюватися, особливо коли вона знаходиться у фазі з хвилями коливаннями. Це приводить до більшої мінливості характеристик турбулентності, що утруднює її параметризацію. Неоднорідність турбулентності, неспівпадіння розподілу пульсацій вертикальної складової швидкості вітру

з гауссовим, як показують дослідження [3], справляє при зазначених вище умовах великий вплив на характер дифузії димішки, особливо при віддаленні її факела чи хмари від джерела.

Великий вплив на характер розсіювання димішки у стійко стратифікованому граничному шарі справляє вертикальний градієнт швидкості вітру. По-перше, він обумовлює зменшення середньої висоти факела від висотного джерела. Якщо при байдужій стратифікації висота факела більше залежить від змінювання коефіцієнта турбулентного обміну з висотою або, інакше кажучи, від змінювання інтенсивності турбулентності, а при нестійкій стратифікації і від характеру упорядкованих конвективних рухів у конвективному шарі, то в умовах термічної стійкості переважаючий внесок робить вертикальний градієнт швидкості вітру.

Як представлено в роботі [6], в умовах стійко стратифікованого граничного шару розв'язок рівняння (4.7), якщо не враховувати вплив горизонтальних турбулентних пульсацій, дає розподіл концентрації димішки від високого джерела поблизу центра факел, де коефіцієнт турбулентності можна вважати постійним у такому вигляді:

$$C = \frac{Q}{\sqrt{2\pi}u} \left[1 - \frac{z-H}{U} \frac{du}{dz} \left(\frac{1}{2} + \frac{1}{3}\xi^2 + \dots \right) \right] \exp\left(-\frac{1}{2}\xi^2\right), \quad (4.27)$$

де Q – потужність точкового джерела; H – його висота; U – швидкість вітру; $\frac{du}{dz}$ – вертикальний градієнт швидкості вітру на висоті джерела; ξ – безрозмірна різниця висот, яка визначається формулою

$$\xi = \frac{z-Y}{\sigma_z}, \quad (4.28)$$

у якій σ_z – вертикальне середнє квадратичне розширення факела. При цьому висота осі факела дорівнює

$$Z_m = H - \frac{\sigma_z^2}{2u} \frac{du}{dz}. \quad (4.29)$$

Із рівнянь (4.27)–(4.29) виходить, що і висота осі факела, і концентрація димішки поблизу осі є функцією вертикального зсуву вітру.

По-друге, зсув вітру у стійкому граничному шарі атмосфери обумовлює збільшення поздовжнього розміру хмари інгредієнта.

Оцінки показують [7], що поздовжнє середнє квадратичне відхилення концентрації інгредієнта σ_x^c прямо пропорційно градієнту швидкості вітру, тобто

$$\sigma_x^c = \sigma_z^c t \frac{du}{dz}, \quad (4.30)$$

де σ_x^c – середній квадратичний відхил концентрації інгредієнта на відстані x від джерела; t – час прольоту димішки.

Рівняння (4.30), крім того, свідчить про те, що протягом часу при стійкій стратифікації відношення поздовжнього розміру хмари до вертикального зростає і залежить при одному й тому ж t також від градієнта швидкості вітру.

Нарешті, вплив градієнта швидкості вітру відбувається й на співвідношеннях між розмірами хмари (або факела) димішки і концентрацією димішки, особливо на зміні цього співвідношення у залежності від часу прольоту димішки або відстані від джерела.

Вище описані особливості структури граничного шару атмосфери, в межах якого здійснюється перенесення і дифузії димішок відносно до стаціонарних умов. Нерідко атмосферний рух має більш складний характер, обумовлений процесами синоптичного рівня – проходження баричних утворень і атмосферних фронтів, з якими пов'язані опади і адвекція мас повітря з різними властивостями. При цих процесах структура граничного шару атмосфери, а також, і умови перенесення та розповсюдження димішок можуть значним чином змінитися протягом незначного проміжку часу. При випаданні опадів відбувається стік димішок, який обумовлений захопленням їх краплями опадів або снігу. Тоді функцію S у рівнянні (4.7) можна представити у вигляді

$$S = -\frac{C}{\tau}, \quad (4.31)$$

де τ – характеризує зменшення концентрації димішки в одиницю часу.

Аналогічну роль відіграють тумани, які нерідко утворюються у граничному шарі атмосфери при охолодженні приземного шару повітря внаслідок теплообміну з більш холодною поверхнею землі. При проходженні атмосферних фронтів відбувається різка зміна напрямку вітру в граничному шарі повітря, а також, напрямку переносу димішок від джерела. Таким чином, одне і теж джерело при різних напрямках

вітру забруднює повітря над різними районами. Отже, напрямки вітру в граничному шарі справляє значний вплив на формування умов забруднення повітря промисловими викидами.

Напрямок і швидкість переносу мас повітря в граничному шарі не завжди визначається тільки процесами синоптичного масштабу. На територіях з неоднорідною підстильною поверхнею велике значення мають циркуляції мезомасштабу. До них відносяться гірсько-долинні вітри та бризи. Бризова циркуляція народжується у середніх широтах літом завдяки різниці температур суша-море [2, 8-11]. Оскільки в день температура поверхні суші вище температури поверхні моря, вітер має напрямки з моря на сушу (денний або морський бриз). Денний бриз має вертикальне розповсюдження у середньому до 200 м. У верхній частині граничного шару атмосфери (від 200 м до 1-1,5 км) вітер має протилежний напрямки [2]. Таким чином, утворюється замкнута вертикальна циркуляційна комірка. В глиб суші і моря бризова циркуляція розповсюджується в залежності від величини різниці температури між сушею і морем на відстань від 10-20 км до 100 км. Швидкість вітру при морському бризі складає у середньому 3-5 м/с. У ночі бризова циркуляція має протилежний напрямки, оскільки через радіаційне охолодження, поверхня суші стає холоднішою ніж поверхня води.

Значний вплив на вертикальну структуру поля вітру у граничному шарі атмосфери справляє рельєф. У стійко стратифікованому граничному шарі горбистий рельєф значною мірою змінює конфігурацію ліній току. Вже в умовах слабкої стійкості з навітряного боку височини помітно зростає градієнт швидкості вітру. Якщо стійкість повітря є помірною (ізотермія або невеликі від'ємні вертикальні градієнти температури), тоді потік ще має достатню кінетичну енергію для того, щоб більша частина ліній току пройшла понад височиною.

Однак форма ліній току над горбом має значні зміни. У випадку значної стійкості лінії току можуть досягти поверхні навітряного схилу. На підвітряному боці горба спостерігається збільшення турбулентності.

Дослідження [12,13] показують, що значна зміна вертикальної структури поля вітру у стійкому пограничному шарі, обумовлена горбистим рельєфом, значно впливає не тільки на горизонтальний перенос домішок, а також на їхню дифузю.

При байдужій стратифікації середні лінії току, які проходять над височиною, ніби повторюють її конфігурацію.

В умовах помірної стійкості середня лінія току значно наближається до поверхні височини, особливо на її підвітряному боці. Відношення мінімальної відстані від горба до лінії току n_m до висоти джерела H можна визначити за рівнянням [14]

$$\frac{n_m}{H} = 1 - (\omega_B L_1 / u) (H' / L_1), \quad (4.32)$$

де $\omega_B = \left[\frac{g \, d\theta}{\theta \, dz} \right]^{1/2}$ – частоті Брента-Вайселя; u – швидкість потоку, що надходить; L_1 – половина середнього перерізу горба.

З рівняння (4.32) виходить, що це відношення тим менше, чим більше ступінь стійкості граничного шару повітря, та залежить вона від геометричних показників горба.

Змінення ліній току приводить до того, що якщо при байдужій стратифікації найбільша приземна концентрація досягається на верхній височині ($x_{max} = x_p$), то в умовах помірної стійкості вона визначається на підвітряному схилі ($x_{max} = x_n + L_p$), а при значній стійкості стратифікації – на навітряному схилу.

Розглянутий випадок впливу рельєфу на розповсюдження домішок є значною мірою ідеалізованим. Зрозуміло, що при більш пересіченому рельєфі викривлення ліній току будуть значно більшими. Особливо складний характер в стійкому граничному шарі має вертикальна структура граничного шару над великим містом, де є будинки значної висоти.

В монографії [15] задача визначення концентрації пасивної домішки від безперервно діючого точкового джерела вирішується з урахуванням структури міста в умовах розвитку бризової циркуляції. Модель вміщує рівняння дифузії і гідродинаміки, пристосовані до мезометеорологічної задачі. Параметризація приземного шару здійснюється за допомогою теорії Моніна-Обухова та емпіричних функцій Бусінгера.

При значній нестійкості для апроксимації вертикальних профілів використовуються «Закон мінус $1/3$ », а при значній стійкості – лінійна залежність. Результати чисельних експериментів свідчать, що, по-перше, бризова циркуляція справляє значний вплив на перенос та дифузю домішок, по-друге, ступінь цього впливу залежить від розташування джерела по відношенню до берегової межі, з одного боку, і забудови міста – з другого. По-третє, необхідно враховувати острів тепла, який

створюється над промисловим містом, а також наявність у місті значної кількості джерел домішок. Спроба здійснити моделювання розподілу домішок від низки джерел представлена в роботі [16].

4.1.2 Характеристики стану атмосфери, які визначають умови розсіювання домішок

Залежність між забрудненням атмосфери і метеорологічними умовами є досить складною й великою мірою визначається характером викидів. Однак можна вважати, що кількість і характер джерел викидів у промисловому місті змінюється незначно. За цих умов переважного значення набуває метеорологічна обумовленість забруднення атмосфери [17-21].

Насамперед на формування полів концентрацій інгредієнтів у приземному шарі атмосфери впливає характер розміщення в межах міста промислових підприємств і напрямків переносу мас повітря. Якщо перший з них, при розгляді стаціонарних джерел, є незмінним, то напрямків переносів безупинно змінюється у залежності від розвитку процесів синоптичного масштабу. Синоптичні процеси визначають не тільки напрямків переносу, але і тип повітряної маси. Це визначає структуру граничного шару атмосфери, від якої залежать умови турбулентної дифузії домішок. Тому склад предикторів залежить від типу атмосферних процесів.

Умови переносу і накопичення домішок в приземному шарі атмосфери залежать не тільки від напрямку, але й від швидкості вітру. Якщо в початковий момент часу температура газів, які викидаються джерелом, більша за температуру навколишнього повітря, то гази мають плаваючість. У зв'язку з цим поблизу джерела викиду створюється поле вертикальних швидкостей, які сприяють підйому струменя. При слабких вітрах воно обумовлює зменшення концентрації домішок біля землі. Концентрація домішок убуває і при дуже сильних вітрах, завдяки швидкому переносу домішок і інтенсивній турбулентності. Таким чином, найбільші концентрації домішок у приземному шарі утворюються при визначеній швидкості вітру, яку називають «небезпечною» [22-26]. Її значення залежить від характеристик джерела і визначається формулою [22]

$$u_m = 0,65 \sqrt{\frac{V \Delta T}{H}}, \quad (4.33)$$

де V – об'єм газоповітряної суміші, яка викидається в одиницю часу; ΔT – різниця температур суміші і навколишнього повітря; H – висота джерела.

Дані спостережень за концентрацією пилу і діоксиду сірки показують, що за інших рівних умов вона зростає при штилі (0-1 м/с) і при швидкостях вітру 4-6 м/с [27].

На інтенсивність забруднення атмосфери впливає вітер не тільки в приземному шарі, але й у межах усього граничного шару атмосфери. Істотно великі забруднення атмосфери відзначаються, коли в граничному шарі є шари з невеликими швидкостями вітру. Чим вище розташований шар зі слабким вітром, тим у меншому ступені виявляється тенденція до збільшення приземної концентрації домішок. Наприклад, при штилі в шарі від землі до висоти 30 м максимум наземної концентрації в точці x_m збільшується приблизно на 70% у порівнянні з випадком відсутності штилю. Якщо ж штильовий шар такої ж товщини розташовується між рівнями 30-60 м, то відповідна зміна максимальної концентрації інгредієнта складає не більше 30% [27]. Отже, до переліку факторів, що впливають, варто віднести швидкість вітру на рівні флюгера і на ряді висот у межах ефективної висоти джерела, яка дорівнює сумі його геометричної висоти і середньої висоти підйому факела в околиці джерела за рахунок плаваючості. В умовах нестійкої стратифікованого граничного шару в число факторів, що впливають, необхідно включити напрямки і швидкість вітру на верхній межі граничного шару, щоб непрямым чином врахувати особливості залучення в цю зону повітря із шару замикаючої інверсії. Як було показано у попередньому розділі, і в нестійкому, і у стійкому граничному шарі атмосфери одним з важливих механізмів, що обумовлюють поширення струменя чи хмари домішок в атмосфері від висотного джерела, є зсув вектора вітру у граничному шарі атмосфери. Отже, його також варто включити в число факторів, що впливають на рівень забруднення атмосфери. Шари повітря, в яких необхідно розраховувати градієнт швидкості вітру, залежать від структури граничного шару атмосфери і висоти джерел.

До основних факторів, що визначають розсіювання домішок в атмосфері, відносяться її температурна стратифікація [28, 29]. Саме розподіл температури повітря з висотою в граничному шарі атмосфери характеризує стан стійкості цього шару, тобто умови розвитку впорядкованих вертикальних рухів і турбулентності [5]. Дослідження

показують, що з посиленням стійкості приземного шару атмосфери збільшується концентрація шкідливих домішок, якщо джерела низькі. У випадку високих джерел приземні концентрації залежать значною мірою від розташування інверсії. Для піднятих інверсій збільшення концентрацій тим більше, чим ближче до джерела знаходиться нижня межа інверсійного шару і чим нижче висота джерела [30]. Якщо ж джерело розташовано вище від інверсійного шару, то внаслідок затримуючого ефекту інверсії до землі переноситься набагато менше домішки. У табл. 4.1 містяться дані про концентрацію домішок при різних умовах стратифікації атмосфери [31].

Як випливає з табл.4.1, в умовах піднятих інверсій концентрації домішок завжди вище, ніж при їх відсутності, але звичайно трохи нижче, ніж при приземних інверсіях. Немаловажну роль відіграє і потужність інверсій, особливо приземних.

У місті зі значною кількістю невисоких джерел небезпечним є сполучення дуже слабкого вітру (0-1 м/с) і приземної інверсії, тобто ситуація застою повітря.

У табл.4.2 наводяться повторюваності показника фонового забруднення P в умовах застою. Показник фонового забруднення визначається згідно з [32,33]

$$P = \frac{m}{n}, \quad (4.34)$$

де m – кількість вимірювань за добу на всіх пунктах спостережень з концентрацією інгредієнта, що перевищує у 1,5 рази середньосезонну концентрацію; n – загальна кількість вимірювань концентрацій інгредієнта у місті за добу. Вважається, що забруднення атмосфери є підвищеним, коли $P > 0,2$ [33].

Як випливає з табл.4.2, повторюваність підвищеного забруднення повітря в умовах застійних явищ у різних містах неоднакова. У промислових містах (Свердловськ і Новосибірськ) джерела переважно високі. Це, як видно з даних табл.4.2, впливає на характер забруднення приземного шару повітря.

Селевий вплив на склад домішок в атмосфері міста справляє інерційний фактор. Якщо протягом якого-небудь часу не спостерігається проходження атмосферного фронту, і, як наслідок, не відбувається заміни повітряної маси, шкідливі домішки поступово накопичуються у приземному шарі повітря. Це особливо характерно для застій-

Таблиця 4.1 – Відношення середніх концентрацій домішок при приземних (1) і піднятих (2) інверсіях до середніх концентрацій при відсутності інверсій [31]

Місто	Домішка	1	2
Алма-Ата	діоксид сірки	1,4	1,3
	оксид азоту	1,3	1,1
Душанбе	діоксид сірки	1,1	1,0
	оксид азоту	1,5	1,4
Москва	пил	1,4	–
	діоксид сірки	1,1	1,3
Таллін	пил	1,4	1,3
	оксид вуглецю	1,6	1,5
Тбілісі	пил	1,3	1,4

Таблиця 4.2 – Повторюваність днів з підвищеним рівнем забруднення повітря в умовах застою [33]

Місто	Кількість днів		Повторюваність(%) днів з P>0,2
	із застоєм	з них P>0,2	
Ленінград	19	13	68
Свердловськ	13	5	38
Новосибірськ	10	4	40
Якутськ	23	19	83
Чита	27	26	96

них умов. Тому спостерігаються кореляційні зв'язки між поточними концентраціями інгредієнтів з їхніми концентраціями в попередній період. Отже, попередні значення концентрацій шкідливих домішок можуть служити ознаками майбутніх рівнів забруднення атмосфери.

Скупчення домішок в атмосфері міста залежить від температури повітря в приземному шарі: з відносно високою температурою повітря, за інших рівних умов, найчастіше пов'язано підвищене забруднення атмосфери [27]. Можна припустити наявність двох причин зв'язку вмісту шкідливих домішок у міському повітрі з його температурою. По-перше, в умовах застою повітря при низьких температурах підсилюється ефект острова тепла і надходження в місто чистого повітря внаслідок утворення місцевої циркуляції [2]. По-друге, має певне значення, як уже відзначалося вище, різниця температур газопо-

вітряної суміші, що викидається джерелом зі шкідливою домішкою, і навколишнього повітря.

На формування рівня забруднення повітря впливають тумани й опади [23]. Краплі туману поглинають не тільки ті домішки, що поблизу підстильної поверхні, але і з вищерозташованих найбільш забруднених, при наявності висотних джерел, шарів повітря. Внаслідок цього, концентрація домішок значно зростає в шарі туману і зменшується над ним. Туман і вологі димки утворюються при високій відносній вологості повітря в стійко стратифікованому граничному шарі атмосфери. Цим можна пояснити наявність стійких кореляційних зв'язків між концентраціями домішок і відносною вологістю повітря, що дає підставу розглядати цю гігеометричну характеристику як фактор, що впливає на рівень забруднення атмосферного повітря.

Опади є одним з механізмів стоку домішки [2]. Вони вимивають як аерозолі, так і газоподібні домішки. Аерозолі вимиваються як рідинними, так і твердими опадами. Газовий компонент розчиняється спочатку в краплях дощу, а потім осаджується на підстильну поверхню разом із краплями. Так утворюються, наприклад, кислотні дощі. Швидкість вимивання аерозолів залежить від інтенсивності випадіння опадів і їхньої тривалості [34]. Так, облогові опади тривалістю до двох годин очищують атмосферу приблизно на 50%, а зливові опади такої ж тривалості зменшують концентрацію домішки на 70% [35].

Таким чином, за фактори, що впливають на розподіл шкідливих домішок в атмосфері, варто взяти наступні характеристики: концентрацію домішки за попередній термін; температуру повітря; вологість; напрямки і швидкість вітру біля землі і на різних рівнях; градієнт температури і швидкості вітру в різних шарах атмосфери; характеристики інверсії; показники турбулентності; бал хмарності й атмосферні явища. Замість напрямку і швидкості вітру можна взяти меридіональну і зональну складові. Перераховані фактори являють собою потенційні предиктори в тому сенсі, що з їхнього складу при вирішенні практичних задач слід відібрати найбільш статистично значущі.

4.2 Методи прогнозу рівня забруднення атмосфери

Умови накопичення чи розсіювання шкідливих домішок залежать від процесів, що протікають у граничному шарі атмосфери. Напрямок дослідження цих процесів і визначає основні принципи побудови методів прогнозу забруднення повітря. Можна виділити три напрямки

розвитку цих методів. Перший з них ґрунтується на теорії турбулентної дифузії в граничному шарі атмосфери [3, 22]. Сенс прогнозу полягає в інтегруванні рівняння (4.7), у якому для параметризації напруження Рейнольдса використовується k-теорія. Рівняння (4.7) у цьому випадку описує розподіл середніх концентрацій у просторі і зміну їх у часі. Останнє і дозволяє використовувати це рівняння як прогностичне. З рівняння (4.7) випливає, що при незмінних характеристиках джерела домішки зміна її концентрації визначається напрямком, швидкістю переносу і турбулентністю. Ці характеристики можна визначити шляхом інтегрування системи рівнянь (4.4)-(4.6).

Результат інтегрування рівняння (4.7) значною мірою залежить від початкових і граничних умов, а також від способу параметризації турбулентного обміну і профілю вітру в граничному шарі атмосфери. М.Є. Берляндом [22] були отримані аналітичні вирази для розподілу наземних концентрацій легкої і важкої домішок у припущенні пролінійний закон для коефіцієнта турбулентного обміну в приземному шарі атмосфери і степеневий закон зміни швидкості вітру з висотою. Визначено залежності між наземними значеннями концентрацій важкої і легкої домішок, а також їхніми максимальними значеннями при даній висоті джерела на деякій відстані від нього. Результати інтегрування рівняння дифузії за різних умов представлені також у роботах [3, 15, 36-38].

Іншим теоретичним напрямком є розробка методу прогнозу концентрацій домішки на базі числового інтегрування рівнянь гіродинаміки граничного шару атмосфери (4.4)-(4.7). До переліку робіт цього напрямку відносяться роботи [39-41] і ін.

Для замикання системи рівнянь Нав'є-Стокса необхідно впроваджувати параметризацію, яка враховує процеси, що протікають у граничному шарі атмосфери. Врахувати все різноманіття цих процесів при параметризації, наприклад, характеристик турбулентності надзвичайно важко. Це істотно ускладнює використання гідродинамічних моделей граничного шару атмосфери для прогнозу рівня забруднення повітряного басейну великого промислового міста. Якби навіть стало можливим за допомогою k-теорії чи замикання другого порядку, чи шляхом виділення великих вихрів за допомогою осереднення по об'єму, врахувати особливості структури конвективного чи стійкого граничного шару атмосфери, вплив рельєфу, а також характер міської забудови, однієї такої моделі було б недостатньо.

Як показано в роботі [15], основу прогностичної гідродинамічної моделі, що дозволяє розрахувати поля концентрацій на різних рівнях у межах граничного шару атмосфери міста, складає система рівнянь мезометеорології. Мезометеорологічна задача будується шляхом виділення збурювання мезомасштабу і реалізації моделі в умовах досить густої регулярної сітки точок. Задача є дуже громіздкою навіть у випадку порівняно простої параметризації турбулентності в граничному шарі атмосфери, припущенні про нульові фонові характеристики руху атмосфери і при наявності лише одного точкового джерела забруднення. В дійсності фонові характеристики необхідно врахувати, тому що вони визначають умови на краях дрібномасштабної сітки мезометеорологічної задачі. Якщо мова йде про прогноз рівнів забруднення атмосфери, фонові характеристики слід визначати в результаті числового прогнозу метеорологічних полів на основі моделі, побудованої для процесів синоптичного масштабу. Як відомо, таке сполучення задач різного масштабу прийнято називати телескопізацією. Якщо ж порушувати питання про опис граничного шару за допомогою рівнянь гідродинаміки за умови врахування різноманітної структури цього шару повітря, особливостей міської забудови, рельєфу, то стане ясно, наскільки невизначеною і громіздкою буде така модель. Варто мати на увазі, що на території великого промислового міста розташовується не одно чи два, як це розглядається в роботі [15], стаціонарних джерел забруднення, а велике їхнє число (десятки, а іноді і сотні). Вони відповідним чином розміщені в міській мережі. Кожен з них робить свій внесок у формування полів концентрацій інгредієнтів, який при даній структурі граничного шару атмосфери, залежить від технологічних параметрів джерела. Усе це визначає дуже складний характер полів концентрацій інгредієнтів, велику їхню мінливість, яку неможливо врахувати в рамках навіть дуже складних гідродинамічних моделей. Складність таких моделей теж є істотним обмежуючим фактором.

На поля концентрацій інгредієнтів у великому місті можуть впливати далекі переноси забруднюючих речовин. При деяких ситуаціях вони можуть вносити істотний вклад у формування фонових забруднень атмосфери. Перенос забруднюючих речовин у навколишньому середовищі на великі відстані здійснюється, головним чином, за рахунок циркуляційних механізмів макромасштабу. Підхоплені повітряним потоком домішки, що надходять в атмосферу, можуть по-

ширюватися на відстані від декількох сотень кілометрів до розмірів континентів і навіть усієї Землі. Наприклад, важкі метали у вигляді аерозолів при середньому часі перенесення в нижній тропосфері, рівному 5-ом добам, можуть перенестися на відстані до 3000 км, а у верхній тропосфері на ще більші відстані [42]. Ясно, що врахувати внесок далеких переносів забруднюючих речовин у формування полів концентрацій у гідродинамічних моделях важко.

Якщо звернутися до мезометеорологічної задачі, то варто вказати ще на одні труднощі. Мова йде про те, що вузли дрібної сітки, відстань між якими складає кілька кілометрів, повинні бути забезпечені даними. Мережа метеорологічних станцій у межах міста є дуже негустою в порівнянні з відстанями між точками сітки. Тому виникає питання про необхідність інтерполяції даних метеорологічних станцій у вузли сітки. Її можливість з погляду досягнення необхідної точності у приземному шарі повітря в умовах міської забудови і теплового забруднення приземного шару повітря промисловими підприємствами сумнівна.

Перераховані труднощі і невизначеності дозволяють зробити висновок про те, що за допомогою гідродинамічних моделей дуже важко відтворити не тільки прогностичні, але і фактичні поля концентрацій шкідливих домішок.

Фактичні поля концентрацій інгредієнтів можна одержати на основі даних мережі КВП, на яких установлене відповідне вимірвальне устаткування. Статистичні сукупності полів концентрацій інгредієнтів дають можливість за допомогою методів багатовимірного статистичного аналізу, по-перше, виявити важливі особливості статистичної структури цих полів і, по-друге, розробити статистичні прогностичні моделі.

Два види статистичних моделей можна побудувати для прогнозу рівня забруднення атмосфери. Першою з них є регресійна модель, другою – модель альтернативного прогнозу, реалізована за допомогою теорії розпізнавання образів. Основою і першої, і другої моделі є кореляційні залежності між предиктантом (прогнозованою характеристикою) і системою предикторів (впливаючих факторів), а також взаємні кореляції між предикторами. Такі залежності можна визначити, як було показано в попередніх главах, якщо є статистичні сукупності предикторів, які відповідають синхронним сукупностям предиктанта. Таким чином, найважливішою задачею при побудові статистичних моделей прогнозу є задача добору складу предикторів.

Дослідженню статистичних зв'язків між рівнем забруднення повітря і метеорологічними характеристиками присвячений ряд робіт [33, 43 і ін.]. Р.Л. Сонькіним [32, 44] показано, що вигляд полів концентрації шкідливих домішок значною мірою залежить від термічної стійкості граничного шару атмосфери, для характеристики якої використовувалася різниця температури в шарі земля- AT_{925} , а також висота шару перемішування. Крім того, як предиктори розглядалися напрямки і швидкість вітру на висоті флюгера й AT_{925} , а також залучалися як предиктори деякі комплексні фактори. Існує також значний кореляційний зв'язок між концентрацією інгредієнта в деякий момент часу і в попередні строки.

Широке застосування для прогнозу рівня забруднення атмосфери одержали регресійні моделі. Прогностичні моделі на основі множинної лінійної регресії представлені в роботах [45–47]. Лінійні регресійні моделі для прогнозу концентрації SO_2 для чотирьох типів погоди були побудовані І. Сладеком для північної Чехії [48]. М. Бенарі розроблена регресійна схема прогнозу середньодобової концентрації SO_2 і пилу [49]. Коефіцієнти рівнянь лінійної множинної регресії визначені для семи пунктів спостережень м. Руана для теплої і холодної половини року. В ряді досліджень, виконаних у Великобританії [50, 51], Швеції [52], Італії [53], містяться результати розробки лінійних регресійних моделей для прогнозу рівнів забруднення атмосфери шкідливими домішками. Чандлером і Елсоном [50] стосовно до задачі прогнозу середньодобових значень концентрацій пилу і SO_2 в атмосфері Ноттінгема і Манчестера була побудована лінійна регресійна модель між логарифмами концентрацій q , температури T , концентрації за попередній термін q' , швидкості вітру на рівні флюгера v_0 і висотою шару перемішування H_0 . Після потенціювання це рівняння можна представити в наступному вигляді

$$q = \frac{K(24-T)^{0.37} q' \cdot 0.25}{v_0^{0.34} H_0^{0.11}} \quad (4.35)$$

Такий вигляд моделі обумовлюється тим, що концентрації домішок і предиктори підлягають логнормальному закону, тобто для логарифмів цих величин виконується вимога щодо багатовимірного нормального розподілу, на якому, строго кажучи, ґрунтується лінійний регресійний аналіз [54].

Одним з видів регресійної моделі є модель типу «авторегресія-ков-знесереднє». Відомий ряд робіт щодо прогнозування стану повітряно-

то басейну з використанням авторегресії [55-57]. Так, авторегресійна модель, розроблена для прогнозу рівня забруднення атмосфери, дає прийнятні результати при екстраполяції рівнів концентрації на один строк [56]. У роботі [58] виконана спроба прогнозування концентрації CO методом гармонійного аналізу часового ряду, заснованим на принципі максимальної ентропії [59], тобто визначався спектр процесу по спектру апроксимуючої його авторегресійної моделі.

Уряді робіт для прогнозу полів концентрацій застосовувався ком-
понентний аналіз [56, 60-62]. Розкладання полів концентрацій у ба-
зисі власних векторів матриць коваріацій дозволили виділити головні
компоненти, сумарна дисперсія яких вичерпує переважну частину
загальної дисперсії полів концентрацій. Вони і виступають у ролі
предикторів у регресійних моделях. При цьому вдається установити
певний фізичний зміст полів перших власних векторів. Так, Л.І. Еле-
косва і І.Є. Чувашия [63] показали, що для Ленінграда поле першо-
го власного вектора матриці коваріацій S_{02} має велику подібність з
полем концентрації інгредієнта, поле другого власного вектора — з
полем температури, а поле третього власного вектора відбиває пере-
важний напрямок переносу.

Результати досліджень, пов'язаних з розробкою методів альтернативного прогнозу рівнів забруднення атмосфери на основі алгоритмів теорії розпізнавання образів, представлені в роботах [64, 65 і in.]. У них розглядаються принципи складання навчальних сукупностей, добору предикторів, дослідження їхніх статистичних властивостей, вибору розв'язувального правила. Результати апробації методів прогнозу, побудованих на теорії класифікації за даними спостережень ряду міст, представлені в роботі [62]. Навчальні сукупності були розділені на 3 класи за значенням фонового показника забруднення атмосфери P : $P > 0,25$; $0,15 < P \leq 0,25$; $P \leq 0,15$.

У роботах японських вчених задачі короткострокового прогнозу забруднення приземного шару повітря базувалися на основі клас-терного аналізу. М. Фунабана й ін. [66] побудували такого роду схему прогнозу концентрацій у повітрі деяких домішок, характерних для фотохімічних смогів. Зміну концентрацій окислів азоту й оксидантів вони пов'язують із двома групами метеорологічних процесів. Одна з них містить мікро- і мезомасштабні характеристики, основою якої є вітер у пункті спостереження. Інша представляє характеристики си-ноптичного масштабу: атмосферний тиск, його тенденцію і величину

горизонтального градієнта, температуру повітря біля землі і на висоті 850 гПа, точку роси і хмарність. Поділ цих груп на відповідні кластери дозволив для однорідних у певному сенсі атмосферних процесів побудувати прогностичні рівняння для концентрації інгредієнтів.

Значний розвиток одержали синоптичні методи прогнозу забруднення атмосфери. Їм присвячена велика кількість робіт [44, 67-70 і ін.]. Установлено, що забруднення повітря збільшується, як правило, у центральних частинах стаціонарних антициклонів, а також у малоградієнтних полях тиску, які довгостроково зберігаються, у теплих секторах циклонів з невеликими горизонтальними градієнтами тиску. Навпаки, очищення атмосфери в місті відбувається при зміні повітряних мас, що пов'язані з активною циклонічною діяльністю. Як показано Ю.Я. Роскіною [71], значне забруднення повітря має місце в антициклональному полі з радіусом кривини ізобар менше ніж 400 км, а також при виносах тропічного повітря, а порівняно мале забруднення — при холодних вторгненнях, при високих швидкостях вітру і випаданні опадів.

Є.М. Івановою і Л.Р. Сонькіним [69] сформульовано наступне правило: якщо процес стаціонування антициклону чи гребеня починається при фоновому показнику $P > 0,15$, то варто прогнозувати значне забруднення повітря, якщо протягом періоду існування стаціонарного антициклону чи гребеня $P > 0,20$, то на другу половину наступного дня прогнозується також значне забруднення повітря ($P > 0,35$). Цим враховується інерційність процесу накопичення шкідливих домішок.

Метод короткострокового прогнозу небезпечних метеорологічних умов, що сприяють забрудненню повітря, розроблено у Гідрометцентрі СРСР [77, 73]. Він базується на використанні деяких якісних і кількісних метеорологічних критеріїв, що визначають стан атмосфери і можуть бути отримані на основі аеросиноптичних матеріалів, які є в розпорядженні синоптика.

До цього напрямку примикають і так звані, синоптико-статистичні методи прогнозу високих рівнів забруднення атмосфери у великих містах [74 і ін.]. Вони засновані на побудові регресійних графіків, що відбивають зв'язки узагальнених характеристик забруднення повітря по місту в цілому з метеорологічними параметрами, ряд з яких прогнозується з використанням синоптичних методів. Синоптичні методи дають можливість сформулювати лише деякі якісні ознаки чи

критерії, що дозволяють судити про можливе виникнення сприятливих умов для накопичування чи розсіювання домішок у приземному шарі атмосфери. В більшості практичних задач потрібно мати кількісні характеристики чи імовірності, якщо мова йде про альтернативний прогноз. Очевидно, що найбільш прийнятними в цьому випадку є статистичні прогностичні моделі.

4.3 Регресійна модель прогнозу полів концентрації інгредієнтів

4.3.1 Загальні принципи побудови прогностичної моделі

Поля концентрації інгредієнта в приземному шарі атмосфери міста, як уже неодноразово відзначалося вище, визначені значеннями концентрацій на КВП вимірювальної мережі. Статистичний аналіз полів концентрації інгредієнтів у місті показує, що незважаючи на обмежений розмір розглянутого простору, який визначає однорідність просторової структури атмосферних процесів, що впливають на поширення домішок в атмосфері, поля концентрацій інгредієнтів не є однорідними й ізотропними. Причиною цього є особливості розміщення джерел забруднення на території міста і розходження їхніх технологічних характеристик, а також особливості рельєфу і міської забудови. Отже, статистичні зв'язки між концентраціями інгредієнтів і метеорологічних параметрів, що виступають як предиктори, будуть істотно розрізнятися в різних районах міста. У зв'язку з цим для прогнозу полів концентрацій необхідно використовувати цілий ряд регресійних моделей з параметрами, які істотно розрізняються.

Більш раціональним, однак, є підхід, заснований на використанні як предиктанта якої-небудь узагальненої характеристики поля. Такі узагальнені характеристики полів концентрації як осереднена по території міста середньодобова концентрація інгредієнта чи фоновий показник забруднення атмосфери P , є недостатньо інформативними. Значно більшу інформативність мають головні компоненти полів концентрації. Швидка збіжність послідовних сум відповідних їм власних значень до сумарної дисперсії полів концентрації дає можливість зосередити інформацію про поле в декількох перших головних компонентах. Інша інформація відноситься до дрібномасштабних флуктуацій і шумів. Нехтування нею в прогностичних схемах пови-

нно привести до збільшення тісноти кореляційних зв'язків між головними компонентами і предикторами, до підвищення їхньої стійкості. Усе це приводить до висновку, що використання головних компонентів полів концентрацій у ролі предиктантів є більш доцільним. Обернене перетворення зпрогнозованих головних компонентів у відповідне поле концентрацій не складе труднощів. Дуже важливим моментом є забезпечення адаптивності такого роду моделей. Вона може бути досягнута шляхом постійного відновлення матриць коваріації, а отже, і власних векторів при надходженні нової інформації про поля концентрацій шкідливих речовин.

Одним з основних і найбільш важливих етапів побудови прогностичних статистичних моделей є формування складу предикторів. Аналіз фізичних процесів, що обумовлюють розсіювання домішок у граничному шарі атмосфери, показав, що як потенційні предиктори при побудові статистичних моделей варто розглядати велику кількість метеорологічних величин, значення яких визначаються шляхом вимірів і аерологічного зондування атмосфери. З множини потенційних предикторів необхідно відібрати систему статистично значущих, тобто здійснити процедуру їхнього «просівання».

Серед відомих методів «просівання» предикторів найбільшу економичність щодо реалізації ПК має метод покрокової регресії. В порівнянні з іншими методами він вигідно відрізняється своєю простотою. Суть його полягає у визначенні значущості частинного коефіцієнта кореляції між предикторами і предиктантом, яким, починаючи з другого кроку, є відповідні різниці.

Після того, як виконано «просівання» предикторів і складені навчальні сукупності для k відібраних предикторів, будуватиметься рівняння регресії

$$y = a_0 + a_1 x_1 + a_2 x_2 + \dots + a_k x_k, \quad (4.36)$$

Вектор-стовпець коефіцієнтів регресії A знаходиться за методом найменших квадратів за допомогою матричного співвідношення

$$A = \sigma^{-1} R_x^{-1} R_{yx} \sigma_y, \quad (4.37)$$

де σ^{-1} і R_x^{-1} — обернені матриці для діагональної матриці середніх квадратичних відхилень і матриці кореляцій предикторів відповідно;

R_{xy} — вектор-стовпець взаємних кореляцій предиктанта і предикторів; σ_y — середнє квадратичне відхилення предиктанта.

Для оцінки статистичної значущості коефіцієнтів регресії необхідно знайти їхні середні квадратичні похибки. Для цього використовуватиметься співвідношення

$$\sigma_{ai}^2 = C_{ii} S^2(y|x_1, x_2, \dots, x_k), \quad (4.38)$$

у якому C_{ii} — елементи матриці

$$C = \sigma^{-1} R_x^{-1}, \quad (4.39)$$

розташовані на головній діагоналі, а $S^2(y|x_1, x_2, \dots, x_k)$ — дисперсія залишкової помилки, обумовленої формулою

$$S^2(y|x_1, x_2, \dots, x_k) = \frac{1}{n-k-1} \left[\sum_{j=1}^n (y_j - \bar{y})^2 - \sigma_y \sum_{s=1}^k \sum_{p=1}^k C_{sp} r_{ys} r_{yp} \right], \quad (4.40)$$

де n — обсяг вибірки; C_{sp} — відповідні елементи матриці (4.39); r_{ys} — відповідні елементи вектора R_{yx} .

4.3.2 Формування навчальних сукупностей і оцінка параметрів прогностичних моделей

Як уже відзначалося, умови розсіювання шкідливих домішок в атмосферному повітрі промислового міста залежать від термодинамічного стану граничного шару атмосфери. Очевидно, як предиктори прогностичних моделей повинні залучатися ті фізичні величини і їхні похідні, що повною мірою описують цей стан.

Треба, однак, звернути увагу на наступну обставину. Структура прогностичної моделі великою мірою залежить від характеру предиктанта, чи, інакше кажучи, від того, яка характеристика повинна прогнозуватися. Стосовно до більшості задач охорони атмосфери, у тому числі до задачі оптимального регулювання потужності викиду інгредієнта промисловими підприємствами, що розглядається нижче, найбільший інтерес представляють поля середньодобових концентрацій на наступну добу. Саме ці характеристики повинні виступати в ролі вихідних характеристик прогностичної моделі. Тоді на вхід моделі повинні закладатися параметри стану граничного шару атмосфери, визначені на основі метеорологічних і аерологічних вимірів у строки,

що передують часу початку дії прогнозу, а також деякі прогностичні метеорологічні величини.

Крім того, при сформованій промисловій ситуації у великому місті рівень забруднення атмосфери значною мірою залежить від напрямку переносу. Тому необхідно розробляти прогностичні моделі для кожного напрямку переносу повітряних мас і використовувати при розрахунках ту з них, що відповідає очікуваному на період прогнозу напрямку вітру. Таким чином, сукупності векторів предикторів і предиктантів повинні формуватися для тих типів переносу, що спостерігаються в даному регіоні.

Наведемо приклад побудови регресійної прогностичної моделі забруднення атмосфери м. Одеси SO_2 при північно-західному переносі повітряних мас.

Зупинимось насамперед на навчальних сукупностях предиктанта. Як уже неодноразово вказувалося, поле концентрації інгредієнта визначається його значенням на мережі КВП. Отже, необхідно, взагалі кажучи, будувати прогностичні моделі для кожного з КВП. Така побудова, однак, не є продуктивною, тому що призводить, по-перше, до досить громіздкої задачі, якщо кількість КВП на території міста значна. По-друге, вихідні ряди концентрацій містять похибки вимірів, що, як відомо, впливають на якість прогностичних моделей, а іноді створюють істотні труднощі при реалізації алгоритмів оцінки їхніх параметрів. Тому доцільно будувати прогностичні моделі не для концентрацій, а для їхніх головних компонентів. Як було показано, дисперсії перших трьох головних компонентів полів концентрації SO_2 вичерпують істотну частку сумарної дисперсії полів і, отже, містять основну інформацію про структуру цих полів. Навчальні сукупності перших трьох головних компонентів $\alpha_1, \alpha_2, \alpha_3$ полів середньодобових концентрацій SO_2 були отримані шляхом ортогонального перетворення множини цих полів у базисі власних векторів матриць коваріації. Число використаних полів склало — 125.

Кожному значенню предиктанта був поставлений у відповідність вектор потенційних предикторів — фізичних величин, що характеризують стан граничного шару атмосфери в попередньому прогностичному строку, і деякі прогностичні метеорологічні величини. Перелік цих предикторів наводиться у табл.4.3.

Як випливає з табл.4.3, до складу потенційних предикторів входять величини різної фізичної природи. Їхні числові значення можуть роз-

різнятися на кілька порядків. Це може привести до того, що значення коефіцієнтів регресії також можуть розрізнятися на кілька порядків. Щоб уникнути цього, регресійні моделі будувалися на центрованих і нормованих на середні квадратичні відхилення предиктантів і предикторів. Операції центрування і нормування величин, що входять у навчальні сукупності, містяться в програмному модулі.

Наступним етапом побудови прогностичної моделі є процедура «просвіання» предикторів. Вона полягає у виборі шляхом перевірки відповідної статистичної гіпотези з числа потенційних предикторів, що містяться в табл.4.3, статистично значущих.

Існує ряд такого роду процедур. Так, реалізація методу «включення» сполучена з великими обчислювальними труднощами, якщо кількість потенційних предикторів велика. Більш економічним у цьому випадку є метод «покрокової регресії». Його і було використано для визначення структури статистичних моделей прогнозу полів концентрацій SO_2 .

При цьому, на кожному кроці визначався множинний коефіцієнт кореляції $R_{\alpha_1, \alpha_2, \dots, \alpha_k}$.

Добір предикторів припинявся на k -тому кроці, коли розходження між коефіцієнтами $R_{\alpha_1, \alpha_2, \dots, \alpha_k}$ і $R_{\alpha_1, \alpha_2, \dots, \alpha_{k+1}}$ ставали статистично незначущими. Для визначення цього факту на кожному кроці виконувалося порівняння на рівні значущості 0,05 критичного критерію Фішера F_{kp} і розрахованого F за формулою

$$F = \frac{R^2_{\alpha_1, \alpha_2, \dots, \alpha_{k+1}} - R^2_{\alpha_1, \alpha_2, \dots, \alpha_k}}{1 - R^2_{\alpha_1, \alpha_2, \dots, \alpha_k}} \cdot \frac{n - k - 1}{k - 1}, \quad (4.41)$$

де n — розмірність вибірки; k — число уже відібраних статистично значущих предикторів.

Одночасно з доббором статистично значущих предикторів за методом найменших квадратів будується лінійне рівняння регресії.

Однією з вимог до статистичних моделей є необхідність оцінки статистичної значущості параметрів моделі. Гіпотеза про статистичну значущість коефіцієнтів регресії може бути перевірена за допомогою критерію Стюдента [75] на рівні значущості 0,05. Середні квадратичні відхилення σ_{α_i} коефіцієнтів регресії визначалися за допомогою співвідношень (4.38-4.40).

У модель включалися тільки ті фактори для коефіцієнтів регресії яких критерій Стюдента $t > 1,96$. У табл.4.4 містяться номери пред-

икторів, що увійшли в регресійну модель, їхні середні значення і середні квадратичні відхилення, відповідні їм коефіцієнти регресії і їхні середні квадратичні відхилення, значення критерію Стюдента, значення множинного коефіцієнта кореляції для обраного набору предикторів і вільний член рівняння регресії.

З табл.4.4 випливає, що для першого типу атмосферних процесів прогностична модель для першого головного компонента полів концентрації містить 9 предикторів. Частина з них – середнє по всіх КВП значення концентрації за попередній день і значення фонового показника для газоподібних домішок – враховують передісторію процесу забруднення атмосферного повітря.

Таблиця 4.3 – Перелік потенційних предикторів

№ предиктора	Характеристика
1.	Температура повітря (земля, 09 год, поточна доба)
2.	Напрямок вітру (земля, 09 год, поточна доба)
3.	Швидкість вітру (земля, 09 год, поточна доба)
4.	Відносна вологість повітря (земля, 09 год, поточна доба)
5.	Парціальний тиск насичення (земля, 09 год, поточна доба)
6.	Зональна складова вітру (земля, 09 год, поточна доба)
7.	Меридіональна складова вітру (земля, 09 год, поточна доба)
8.	Температура повітря (земля, 15 год, попередня доба)
9.	Напрямок вітру (земля, 15 год, попередня доба)
10.	Швидкість вітру (земля, 15 год, попередня доба)
11.	Відносна вологість повітря (земля, 15 год, попередня доба)
12.	Парціальний тиск насичення (земля, 15 год, попередня доба)
13.	Зональна складова вітру (земля, 15 год, попередня доба)
14.	Меридіональна складова вітру (земля, 15 год, попередня доба)
15.	Напрямок вітру (0,5 км, 03 год, поточна доба)
16.	Напрямок вітру (1,0 км, 03 год, поточна доба)
17.	Швидкість вітру (0,5 км, 03 год, поточна доба)
18.	Швидкість вітру (1,0 км, 03 год, поточна доба)
19.	Температура повітря (0,1 км, 03 год, поточна доба)
20.	Температура повітря (0,2 км, 03 год, поточна доба)

21.	Температура повітря (0,5 км, 03 год, поточна доба)
22.	Температура повітря (1,0 км, 03 год, поточна доба)
23.	Відносна вологість (0,1 км, 03 год, поточна доба)
24.	Відносна вологість (0,2 км, 03 год, поточна доба)
25.	Відносна вологість (0,5 км, 03 год, поточна доба)
26.	Відносна вологість (0,1 км, 03 год, поточна доба)
27.	Висота приземної інверсії (03 год, поточна доба)
28.	Висота нижньої межі піднятої інверсії (03 год, поточна доба)
29.	Висота верхньої межі піднятої інверсії (03 год, поточна доба)
30.	Напрямок вітру (земля, 03 год, поточна доба)
31.	Швидкість вітру (земля, 03 год, поточна доба)
32.	Температура повітря (земля, 03 год, поточна доба)
33.	Число Річардсона (03 год, поточна доба)
34.	Зональна складова вітру (0,5 км, 03 год, поточна доба)
35.	Меридіональна складова вітру (0,5 км, 03 год, поточна доба)
36.	Зональна складова вітру (1,0 км, 03 год, поточна доба)
37.	Меридіональна складова вітру (1,0 км, 03 год, поточна доба)
38.	Висота шару перемішування (03 год, поточна доба)
39.	Температура повітря (земля, 03 год, поточна доба)
40.	Число Річардсона (03 год, поточна доба)
41.	Зональна складова вітру (0,5 км, 03 год, поточна доба)
42.	Меридіональна складова вітру (0,5 км, 03 год, поточна доба)
43.	Зональна складова вітру (1,0 км, 03 год, поточна доба)
44.	Меридіональна складова вітру (1,0 км, 03 год, поточна доба)
45.	Висота шару перемішування (03 год, поточна доба)
46.	Коефіцієнт турбулентності (0-0,05 км, 03 год, поточна доба)
47.	Коефіцієнт турбулентності (0-0,1 км, 03 год, поточна доба)
48.	Коефіцієнт турбулентності (0-0,15 км, 03 год, поточна доба)
49.	Вертикальний градієнт температури (0-0,5 км, 03 год, поточна доба)
50.	Вертикальний градієнт температури (0-0,1 км, 03 год, поточна доба)
51.	Вертикальний градієнт температури (0-0,2 км, 03 год, поточна доба)
52.	Потужність інверсії (03 год, поточна доба)

53.	Фоновий показник відповідного інгредієнта (попередня доба)
54.	Середнє значення концентрації домішки (попередня доба)
55.	Середній фоновий показник по всіх інгредієнтах (попередня доба)
56.	Середній фоновий показник по газоподібних домішках (попередня доба)
57.	Перший головний компонент відповідного інгредієнта (попередня доба)
58.	Другий головний компонент відповідного інгредієнта (попередня доба)
59.	Третій головний компонент відповідного інгредієнта (попередня доба)

Інші предиктори визначають стан граничного шару атмосфери перед складанням прогнозу (швидкість приземного вітру, температура повітря в попередню добу, вертикальний градієнт температури в приземному шарі, прогнозована температура повітря, вологість і коефіцієнт турбулентності). Предиктори α_2 і α_3 за попередню добу враховують як передісторію процесу, так і елементи структури полів концентрації інгредієнта і попередній стан граничного шару атмосфери.

Прогностична модель для третього головного компонента визначається одинадцятьма впливаючими факторами. Передісторія процесу накопичення домішок враховується через середню концентрацію SO_2 у попередній день, з метеорологічних факторів включається вертикальний градієнт температури, напрямки вітру, складові вітру, коефіцієнт турбулентності і третій головний компонент за попередню добу.

Таблиця 4.4 – Характеристики прогностичної моделі для головних компонентів. Пн-3х, 3х напрямки переносу

Номер предиктора	α_1	$\sigma_{\alpha 1}$	t_1	$\bar{x}_1$	σ_1
Перший головний компонент ($R = 0,67$; $\alpha_0 = -0,06603$)					
47	0,549	0,104	5,267	0,126	0,052
49	0,528	0,181	2,912	0,239	0,183
31	0,193	0,09	2,137	3,4	1,4
8	-0,894	0,266	3,363	12,9	9,5

42	0,214	0,083	2,604	0,23	0,47
22	1,356	0,524	2,585	11,1	5,9
4	-0,228	0,095	2,399	74,3	13,2
21	-1,021	0,498	2,047	8,3	9,0
40	-0,407	0,200	2,00	4,4	5,3
Другий головний компонент ($R = 0,56$; $\alpha_0 = 0,34479$)					
34	-0,329	0,123	2,679	2,1	5,1
38	0,387	0,165	2,346	638,7	713,8
48	-0,414	0,148	3,803	0,088	0,784
42	0,276	0,101	2,70	0,233	0,466
52	0,200	0,903	2,154	0,016	0,068
45	0,204	0,075	2,743	207,7	120,8
39	-0,299	0,110	2,724	3,6	3,3
8	-0,66	0,325	2,033	12,9	9,5
Третій головний компонент ($R = 0,671$; $\alpha_0 = 0,23865$)					
47	0,350	0,096	3,65	0,126	0,062
49	-0,43	0,089	4,827	0,235	0,183
11	0,182	0,078	3,328	67,0	17,7
43	0,412	0,113	3,636	0,088	0,784
42	-0,344	0,111	3,107	0,233	0,466
30	0,161	0,081	1,979	310,5	58,1
5	-0,229	0,086	2,665	9,9	5,4
34	-0,233	0,098	2,384	2,1	5,1
37	0,207	0,088	2,358	-5,8	6,2
39	0,226	0,097	2,335	3,4	3,3
52	0,132	0,050	2,754	0,018	0,068

Розглянуті прогностичні моделі застосовні для стаціонарних на період прогнозу структур граничного шару атмосфери, коли відбувається поширення домішки в межах однорідних повітряних мас. Якщо ж у межах періоду, на який складається прогноз забруднення атмосфери, очікується проходження атмосферного фронту і зміна повітряної маси, то передобчислені поля концентрації інгредієнта необхідно відносити тільки на період до проходження атмосферного фронту. Ясно, що в зв'язку зі зміною повітряної маси, концентрації домішки в атмосфері міста будуть невеликими протягом деякого часу, який визначається структурою граничного шару нової повітряної маси.

Важливим етапом побудови прогностичних моделей є перевірка їхньої адекватності.

Насамперед розглядалося питання про те, наскільки добре регресійні моделі відтворюють головні компоненти полів концентрацій.

З цією метою проводилось розкладання в базисі власних векторів відповідних прогностичним фактичних полів концентрацій, і розраховувалися коефіцієнти кореляції між фактичними і передобчисленими головними компонентами α_1 , α_2 і α_3 . Вони в нашому прикладі дорівнюють відповідно 0,64; 0,75 і 0,64.

Наступним етапом оцінки якості прогностичних моделей є зіставлення спрогнозованих полів концентрації з відфільтрованими від шумового компонента фактичними полями концентрацій. З цією метою шляхом ортогонального перетворення за допомогою перших трьох власних векторів передобчислені і фактичні головні компоненти були перетворені у відповідні поля концентрацій. На рис.4.1 представлено як приклад фактичні і спрогнозовані поля концентрацій SO_2 за умови вдалих і невдалих прогнозів. При цьому із усіх невдалих прогнозів обрані найгірші.

В основному фактичні і прогностичні поля концентрацій SO_2 дуже близькі як за структурою, так і за значеннями концентрацій.

Навіть прогнози, кваліфіковані нами як невдалі, в основному відбивають головні особливості фактичних полів.

Цікавим є питання про те, як розподіляються частоти фактичних і спрогнозованих значень концентрацій. Для оцінки адекватності моделі розраховуються середні квадратичні похибки передобчислених полів концентрацій. Вони знаходяться по залежній вибірці векторів предикторів, характеристика яких наведена вище, а також по незалежних вибірках.

При обсязі залежної вибірки, рівному 125 векторам-предикторам, $\sigma=0,046$, а для незалежної – при $n=88$, $\sigma=0,057$.

Як видно, оцінки середніх квадратичних похибок передобчислених полів концентрації SO_2 показують, що моделі дають прийнятну точність як у тому, так і в іншому випадку. Вони, як правило, завжди виділяють зони підвищеної концентрації інгредієнта над промисловою і центральною частиною міста і зниженої – на підвітряній стороні міста.

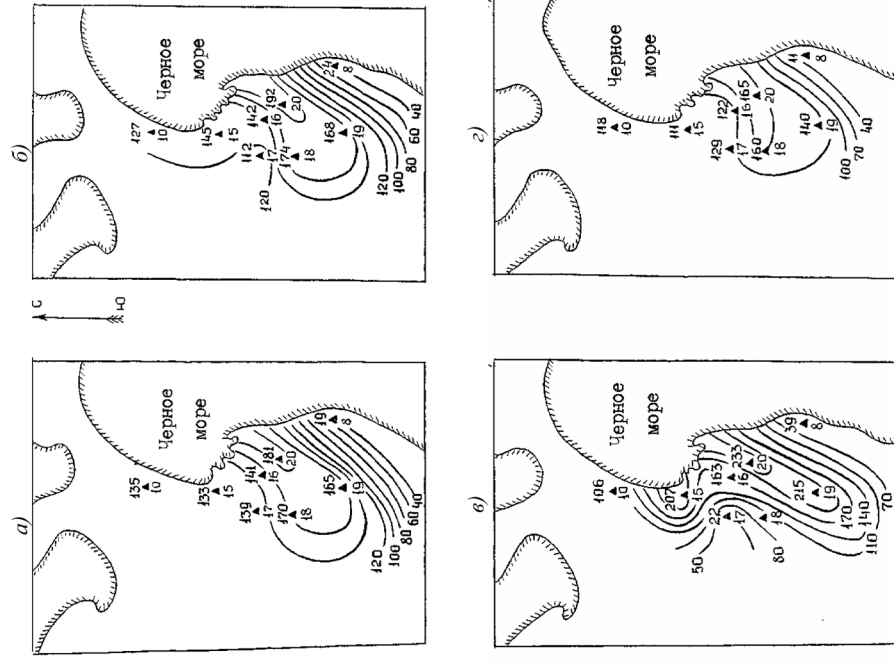


Рис.4.1 – Фактичні (а, в) і передобчислені (б, г) поля концентрацій SO_2 ($\mu\text{г}/\text{м}^3$).

Пн-Зх напрямком переносу, (г – випадок невдалого прогнозу)

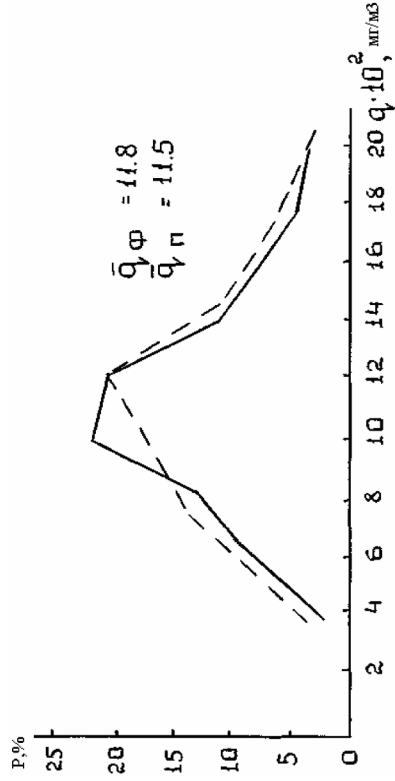


Рис.4.2 – Полігони розподілу фактичних і передобчислених концентрацій SO_2 . Пн-3х напрямки переносу.

— — — фактична концентрація,
— передобчислена концентрація

4.4 Схеми альтернативного прогнозу високого рівня забруднення атмосфери міста

Для побудови схем альтернативного прогнозу високих рівнів забруднення атмосфери можуть бути використані алгоритми розпізнавання образів, якщо відповідним чином організувати етап підготовки навчальних сукупностей векторів-предикторів [76]. З цією метою можна використати алгоритм «просівання» потенційних предикторів. Однак можна зменшити розмірність задачі і сформулювати вектор інформативних предикторів на основі теорії інформації і компонентного аналізу.

Будемо відносити до ситуацій з високим рівнем забруднення атмосфери випадки, коли критерій $P \geq 0,30$. Якщо відома умовна ймовірність цього класу $B P_e(x)$, а також щільність ймовірностей векторів-предикторів $f(x)$ множини C , де

$$C = A \cup B; \quad A \cap B = \emptyset$$

(множина A відповідає умові $P < 0,30$) і множини $B - f_B(x)$, то можна знайти кількість інформації про високий рівень забруднення у вигляді [77, 78]

$$I = \int_{\Omega} \ln P_e(x) [f(x) - f_B(x)] dx. \quad (4.42)$$

Труднощі полягають у тому, що багатовимірні розподіли векторів-предикторів невідомі. Нехай маємо сукупність ортогональних векторів $U_i (i = \overline{1, n})$. Тоді ортогональні перетворення вектора x

$$\omega_i = U_i \cdot x \quad (4.43)$$

приводять до системи $\omega_i (i = \overline{1, n})$ незалежних випадкових величин, що, як відомо, підлягають багатовимірному гауссовому розподілу. Отже,

$$f(\omega) = \frac{1}{(2\pi)^{n/2} |\sigma_{\omega}|^{1/2}} \exp \left[-\frac{1}{2} \sum_{i=1}^n \left(\frac{\omega_i - \bar{\omega}_i}{\sigma_{\omega i}} \right)^2 \right], \quad (4.44)$$

$$f(\omega_B) = \frac{1}{(2\pi)^{n/2} |\sigma_{\omega_B}|^{1/2}} \exp \left[-\frac{1}{2} \sum_{i=1}^n \left(\frac{\omega_i - \bar{\omega}_i}{\sigma_{\omega_B i}} \right)^2 \right], \quad (4.45)$$

де σ_{ω} і σ_{ω_B} – діагональні матриці дисперсій ортогоналізованих предикторів множини C і B відповідно.

Інтегрування в рівності (4.42) з урахуванням (4.44) і (4.45) приводить до співвідношення [78]

$$I(U_i) = \frac{1}{2} \left[\frac{U_i' K_C U_i}{U_i' K_B U_i} - 1 \right]. \quad (4.46)$$

Локальний екстремум (4.46) має місце на множині λ_i власних значень задачі

$$K_C U_i = \lambda_i K_B U_i. \quad (4.47)$$

У рівності (4.46) і (4.47) K_C і K_B – матриці коваріацій для множини C і B векторів-предикторів відповідно.

Таким чином, умова екстремуму функції (4.46) може бути записана таким чином

$$I = \frac{1}{2} (\lambda_i - 1). \quad (4.48)$$

Звідси випливає, що інформативними ортогоналізованими предикторами є всі ω_i , для яких $I > 0$. Останній умові відповідає умова $\lambda_i > 1$.

Задача визначення векторів u_i і відповідних їм власних значень з рівняння (4.47) може бути зведена до розв'язання звичайної повної проблеми власних значень

$$LU_i = \lambda_{u_i} \cdot U_i, \quad (4.49)$$

де

$$L = K_B^{-1} K_C. \quad (4.50)$$

Однак у цьому випадку матриця L стає неермітовою, що значно ускладнює подальше розв'язання задачі [79]. Для того, щоб обійти ці труднощі, проведемо деякі перетворення матричного рівняння (4.47). Як відомо,

$$K_B = W_B \Lambda_B W_B', \quad (4.51)$$

де Λ_B — діагональна матриця власних значень; W_B — матриця власних векторів коваріаційної матриці K_B . Підставимо (4.51) у рівняння (4.47). Будемо мати

$$K_C U_i = \lambda_{u_i} W_B \Lambda_B W_B' U_i. \quad (4.52)$$

Рівняння (4.52) помножимо ліворуч на W_B' і введемо у ліву його частину одиничні матриці

$$E = \Lambda_B^{-1/2} \Lambda^{1/2}; \quad (4.53)$$

Помножимо обидві частини отриманої рівності на $\Lambda_B^{-1/2}$. Одержимо

$$(\Lambda_B^{-1/2} W_B' K_C W_B \Lambda_B^{-1/2}) (\Lambda_B^{1/2} W_B' U_i) = \lambda_{u_i} (\Lambda^{1/2} W_B' U_i). \quad (4.54)$$

Запровадимо позначення

$$\Lambda_B^{-1/2} W_B' K_C W_B \Lambda_B^{-1/2} = K; \quad (4.55)$$

$$\Lambda^{1/2} W_B' U_i = v_i \quad (4.56)$$

Тоді одержимо канонічну задачу на власні значення симетричної матриці K

$$K v_i = \lambda_{u_i} v_i, \quad (4.57)$$

яка зважається традиційним способом.

Нехай перші власні значення $\lambda_j > 1$ ($j = \overline{1, m}$). Тоді n -вимірний вектор предикторів x зводиться до m -вимірного вектора незалежних узагальнених предикторів

$$\omega_i = v_i' x. \quad (4.58)$$

Їхні коваріаційні матриці для класів A і B будуть діагональними матрицями дисперсій D_{ω_A} і D_{ω_B} розміру m .

Таким чином, дискримінантна функція, побудована на цих предикторах, буде мати наступний вигляд

$$F(\omega) = \frac{1}{2} \left[(\omega - \bar{\omega}_B)' D_B^{-1} (\omega - \bar{\omega}_B) - (\omega - \bar{\omega}_A)' D_A^{-1} (\omega - \bar{\omega}_A) + \ln \frac{|D_B|}{|D_A|} \right] + \ln \frac{P(A)}{P(B)}, \quad (4.59)$$

де $P(A)$ і $P(B)$ — апіорні імовірності класів A і B векторів-предикторів відповідно.

Якщо вектори-предиктори є центрованими, то, як випливає з рівності (4.58),

$$\bar{\omega}_B = \bar{\omega}_A = 0. \quad (4.60)$$

У цьому випадку дискримінантна функція спрощується

$$F(\omega) = \frac{1}{2} \left[\omega' D_B^{-1} \omega - \omega' D_A^{-1} \omega + \ln \frac{|D_B|}{|D_A|} \right] + \ln \frac{P(A)}{P(B)}. \quad (4.61)$$

Рішення про приналежність вектора предикторів до класу B чи A приймається відповідно до правила:

$$\begin{aligned} \omega \in B, \quad \text{якщо} \quad F(\omega) > 0; \\ \omega \in A, \quad \text{якщо} \quad F(\omega) < 0. \end{aligned} \quad (4.62)$$

У рівностях (4.59)-(4.61) $\bar{\omega}_A$ і D_A відповідають ситуації, коли $P < 0,30$.

На основі описаного вище алгоритму були проведені числові експерименти по прогнозуванню рівня забруднення атмосфери SO_2 . За вихідну навчальну сукупність були взяті описані вище потенційні предиктори, які представлені в табл.4.3.

Насамперед була організована процедура «просвівання» предикторів за допомогою методу «включення». В результаті було відібрано 7 статистично значущих предикторів для фонового показника забруднення атмосфери P . Перелік їх наводиться у табл.4.5.

Сформована навчальна сукупність для предикторів, що містяться в табл.4.5. Обсяги навчальних сукупностей були збережені такими ж, як і при побудові регресійної прогностичної моделі. Потім було здійснено поділ цих навчальних сукупностей на класи: клас *A* ($P < 0,3$) і клас *B* ($P > 0,3$).

Таблиця 4. 5– Статистично значущі предиктори фонового показника забруднення повітря двооксидом сірки

Номер предиктора	Характеристика
15	Напрямок вітру (0,5 км, 03 год, поточна доба)
17	Швидкість вітру (0,5 км, 03 год, поточна доба)
27	Висота приземної інверсії (03 год, поточна доба)
38	Висота шару перемішування (03 год, поточна доба)
40	Коефіцієнт турбулентності (шар 0-0,1 км, 03 год, поточна доба)
42	Вертикальний градієнт температури (шар 0-0,5 км, 03 год, поточна доба)
49	Середній фоновий показник по газоподібних домішках (попередня доба)

На основі сформованих таким чином навчальних сукупностей розраховувалися відповідно до наведеного вище алгоритму матриці коваріації K_B і K_C і розв’язувалася повна проблема власних значень для матриці коваріацій K . У табл..4.6 містяться відповідні власні значення. З табл.4.6 випливає, що умову $\lambda > 1$ задовольняють перші два власні значення.

Таблиця 4.6 – Власні значення (λ_i) симетричної матриці K

λ_i						
1	2	3	4	5	6	7
4,56	2,03	0,89	0,73	0,51	0,38	0,14

Таким чином, як предиктори виступають узагальнені предиктори ω_1 і ω_2 , отримані з рівняння (4.58), де x – семивимірний вектор наведених у табл.4.5 предикторів. На цих предикторах і були побудовані дискримінантні моделі (4.59), (4.61), а також модель, заснована

на використанні відстані Махаланобіса (відповідно моделі 1, 2 і 3). Були проведені числові експерименти для визначення ймовірностей правильного розпізнавання зазначеного вище рівня забруднення атмосфери двооксидом сірки. Результати представлені в табл.4.7.

Таблиця 4.7 – Ймовірності (%) правильного розпізнавання рівнів забруднення атмосфери SO_2 (клас 1 – $P < 0,3$; клас 2 – $P \geq 0,3$)

Модель 1		Модель 2		Модель 3	
клас 1	клас 2	клас 1	клас 2	клас 1	клас 2
85,4	71,3	79,9	73,2	72,7	76,8

З табл.4.7 випливає, що моделі альтернативного прогнозу рівня забруднення атмосфери, засновані на узагальнених предикторах, дають високі ймовірності правильного розпізнавання ситуацій $P < 0,3$ і $P \geq 0,3$.

РОЗДІЛ 5

Регулювання рівня забруднення атмосфери великого міста

5.1 Постановка задачі

Рівень забруднення атмосфери великого міста з розвиненою промисловістю визначається характеристиками джерел забруднення, у тому числі потужністю викидів інгредієнтів, і здатністю повітряного середовища до розсіювання. Нагромадження шкідливих домішок у приземному шарі атмосфери відбувається в умовах стійкого стану граничного шару, коли інверсійна стратифікація температури супроводжується дуже малими швидкостями переносу повітря, і при режими роботи промислових підприємств, коли фактичні викиди не перевищують гранично допустимі. Якщо такий стан атмосфери спостерігається протягом тривалого часу, то може відбутися істотне накопичення шкідливої домішки в районі її викиду. Є підстави вважати, що, принаймні, у найближче десятиліття реальною можливістю запобігання утворенню небезпечних для здоров'я населення концентрацій шкідливих домішок в атмосфері великого міста є зменшення потужності викидів інгредієнтів промисловими підприємствами при несприятливих для розсіювання домішки метеорологічних умовах.

Звичайно на території промислового міста розташовується ряд джерел забруднення атмосфери. Сумарний їхній вплив при даних метеорологічних умовах формує на території міста в приземному шарі повітря деяке поле концентрації інгредієнта. Його можна визначити за допомогою контрольно-вимірних пунктів (КВП). Виникає запитання, яким чином варто зменшувати надходження в атмосферу домішки від джерел забруднення? Якщо тимчасово зупинити будь-які виробництва, то які саме? Якщо зменшувати одночасно потужність викиду всіх джерел, то наскільки? Ці запитання не є тривіальними, оскільки і зупинка будь-яких виробництв, і зменшення певною мірою інтенсивності роботи всіх підприємств-забруднювачів атмосфери супроводжується економічними втратами. Отже, завдання полягає у тому, щоб таким чином організувати регулювання режиму роботи підприємств, щоб досягти планованого поля концентрації інгредієнта на

та при несприятливих метеорологічних умовах з найменшими сумарними економічними втратами. У певній мірі подібна за постановкою задача міститься в монографії [1]. У ній розглядається врахування впливу метеорологічних умов на забруднення атмосфери при оптимізації розміщення нових промислових підприємств у міській мережі. В основу покладено інтегрування системи рівнянь гідродинаміки атмосфери і дифузії домішки, записаної стосовно до умов мезометеорологічної задачі. Вирішення такого роду задач потребує, по-перше, дуже докладної вихідної інформації щодо стану граничного шару атмосфери у великому числі вузлів регулярної сітки точок, побудованої на території міста. Така інформація на цей час відсутня. По-друге, розглядаються викиди одиночного джерела, у той час як на території промислового міста їх десятки, а то і сотні.

Сформульована вище задача регулювання викидів інгредієнта промисловими підприємствами є, власне кажучи, задачею побудови оптимального плану роботи основних забруднювачів атмосфери міста – промислових підприємств [2,3]. Вона може бути вирішена на основі методів теорії планування експериментів [4-8] за умови, якщо є необхідна статистична інформація про поля концентрації інгредієнта, а також інформація про характеристики джерел забруднення.

5.2 Система лінійних обмежень і функції цілі

5.2.1 Системи рівнянь регресії для концентрацій інгредієнтів

Поле концентрацій інгредієнта в приземному шарі атмосфери можна представити його значеннями на множині L КВП. Ясно, що концентрація інгредієнта на окремо взятому КВП формується за рахунок впливу всіх K джерел забруднення. Внесок того чи іншого джерела залежить від потужності викиду M , висоти джерела H , витрати газоповітряної суміші V , і величини її перегріву відносно навколишнього повітря ΔT . Від цих параметрів, а також від інших величин, що характеризують здатності атмосфери до розсіювання, залежить максимальне значення приземної концентрації шкідливої речовини і положення відносно джерела викидів точки, де це максимальне значення спостерігається. Формули, що дозволяють знайти ці характеристики, наводяться в розділі 6. Таким чином, зазначені вище умови визначають концентрації інгредієнта на

j -тому КВП, з одного боку, і концентрації інгредієнта в точці максимуму, з іншого. Тому природно припустити існування статистичної залежності між концентрацією шкідливої домішки q_i на j -тому КВП і концентраціями інгредієнта в точках максимуму C_{mi} . Ця залежність визначаємо системою лінійних рівнянь множинної регресії вигляду

$$q_j = \sum_{i=0}^K a_{ij} C_{mi}; \quad j = \overline{1, L}; \quad C_{m_0} = 1, \quad (5.1)$$

де a_{ij} — коефіцієнти регресії.

Член a_{j0} дорівнює

$$a_{j0} = \bar{q}_j - \sum_{i=1}^K a_{ij} C_{mi}. \quad (5.2)$$

Система рівнянь регресії (5.1) визначена, якщо знайдені оцінки коефіцієнтів регресії. Ця задача була б легко розв'язною, якби наявним статистичним сукупностям концентрацій інгредієнта на кожному КВП можна було б поставити у відповідність статистичні сукупності потужності викиду M_i кожного джерела, витрати газопитвальної суміші V_i і її перебігів ΔT_i , які б дали можливість одержати за формулами (6.14)-(6.18) статистичні сукупності концентрації домішки в точках максимуму C_{mi} . Однак таких даних на сьогодні взагалі не існує. Тому введемо деякі спрощені припущення. Будемо вважати, що величини C_{mi} є статистично незалежними. Тоді коефіцієнти регресії розраховуються за наступною формулою

$$a_{ij} = \frac{\sigma_{q_i C_{mi}}}{\sigma_{C_{mi}}}; \quad j = \overline{1, L}; \quad i = \overline{1, K}, \quad (5.3)$$

де $\sigma_{q_i C_{mi}}$ — кореляційний момент між концентрацією інгредієнта на j -тому КВП і в i -тій точці максимуму концентрації; σ_{q_i} — середнє квадратичне відхилення концентрації інгредієнта на j -тому КВП; $\sigma_{C_{mi}}$ — середнє квадратичне відхилення концентрації інгредієнта в точці максимуму.

Насамперед, зупинимося на середньому квадратичному відхиленні концентрації інгредієнта в точках максимуму. Природно припустити, що величини M_i , n_i , m_i , V_i і ΔT_i , визначувані рівностями (6.19)-(6.26), є некорельованими. Тоді на основі рівностей (6.14)-(6.18) маємо

$$\frac{\sigma_{C_{mi}}}{\bar{C}_{mi}} = \left[\frac{\sigma_{M_i}^2}{\bar{M}_i^2} + \frac{\sigma_{n_i}^2}{\bar{n}_i^2} + \frac{\sigma_{m_i}^2}{\bar{m}_i^2} + \frac{\sigma_{V_i}^2}{\bar{V}_i^2} + \frac{\sigma_{\Delta T_i}^2}{\Delta T_i^2} \right]^{1/2}. \quad (5.4)$$

Якщо величини m_i і n_i визначаються співвідношеннями (6.24)-(6.26), то, як неважко показати,

$$\begin{aligned} \frac{\sigma_{C_{mi}}}{\bar{C}_{mi}} &= \left[\frac{\sigma_{M_i}^2}{\bar{M}_i^2} + \left(\frac{\pi^2 D_i^2 v_{mi}^2 (1.046 v_{mi} - 2.13)^2}{144 n_i^2} + \right. \right. \\ &+ \frac{4 (0.05 \sqrt{f_i} + 0.11 \sqrt[3]{f_i})^2}{m_i^2 (0.67 + 0.1 \sqrt{f_i} + 0.34 \sqrt[3]{f_i})^4} \left. \right] \sigma_{v_{mi}} + \left(\frac{v_{mi}^2 (1.046 v_{mi} - 2.13)^2}{9 \Delta T_i^2} + \right. \\ &+ \left. \left. \frac{(0.05 \sqrt{f_i} + 0.11 \sqrt[3]{f_i})^2}{m_i^2 \Delta T_i^2 (0.67 + 0.1 \sqrt{f_i} + 0.34 \sqrt[3]{f_i})^4} \right) \cdot \sigma_{\Delta T_i}^2 \right]^{1/2}. \end{aligned} \quad (5.5)$$

Якщо $v_{mi} > 2$, то $n = 1$ і, отже, при $f < 100$ маємо

$$\begin{aligned} \frac{\sigma_{C_{mi}}}{\bar{C}_{mi}} &= \left[\frac{\sigma_{M_i}^2}{\bar{M}_i^2} + \left(\frac{1}{9 \Delta T_i^2} + \frac{(0.05 \sqrt{f_i} + 0.11 \sqrt[3]{f_i})^2}{m_i^2 \Delta T_i^2 (0.67 + 0.1 \sqrt{f_i} + 0.34 \sqrt[3]{f_i})^4} \right) \cdot \sigma_{\Delta T_i}^2 + \right. \\ &+ \left. \frac{4 (0.05 \sqrt{f_i} + 0.11 \sqrt[3]{f_i})^2}{m_i^2 \Delta T_i^2 (0.67 + 0.1 \sqrt{f_i} + 0.34 \sqrt[3]{f_i})^4} \sigma_{v_{oi}}^2 \right]^{1/2}. \end{aligned} \quad (5.6)$$

Коли $v_{mi} < 0.5$ і $n_i = 4.4 v_{mi}$, зазначені рівняння набувають вигляду

$$\begin{aligned} \frac{\sigma_{C_{mi}}}{\bar{C}_{mi}} &= \left[\frac{\sigma_{M_i}^2}{\bar{M}_i^2} + \left(\frac{1}{9 \bar{v}_{oi}^2} + \frac{4 (0.05 \sqrt{f_i} + 0.11 \sqrt[3]{f_i})^2}{m_i^2 \bar{v}_{oi}^2 (0.67 + 0.1 \sqrt{f_i} + 0.34 \sqrt[3]{f_i})^4} \right) \cdot \sigma_{v_{oi}}^2 + \right. \\ &+ \left. \left(\frac{19.4 v_{mi}^2 + 1}{9 \Delta T_i^2} + \frac{(0.05 \sqrt{f_i} + 0.11 \sqrt[3]{f_i})^2}{m_i^2 (0.67 + 0.1 \sqrt{f_i} + 0.34 \sqrt[3]{f_i})^4} \right) \cdot \sigma_{\Delta T_i}^2 \right]^{1/2}. \end{aligned} \quad (5.7)$$

При $f_i \leq 100$ параметр m_i визначається рівністю

$$m_i = \frac{1.47}{\sqrt[3]{f_i}}. \quad (5.8)$$

У цьому випадку маємо

5.2.2 Апроксимація полів кореляції інгредієнтів

Будемо вважати, що на мережі КВП промислового міста здійснювалися за встановленою програмою виміри концентрації інгредієнтів, на основі яких сформовані достатні за обсягом статистичні сукупності. Якщо вимірювальна мережа складається з L КВП, то на основі зазначених даних може бути визначена L -вимірна матриця кореляцій R . Оскільки кожному КВП приписані визначені порядкові номери, кожен рядок (стовпець) матриці R являє собою поле кореляції з полюсом кореляції на КВП, номер якого збігається з номером цього рядка матриці R .

Побудуємо на території міста прямокутну систему координат (x, y) . Тоді кожній точці (x_v, y_v) можна поставити у відповідність значення кореляції між концентраціями інгредієнта в полюсі кореляції й у даній точці. Це справедливо для будь-якої точки поля кореляцій, у тому числі і для точок максимуму концентрацій інгредієнта.

Нехай територія міста розташовується в прямокутнику $a \leq x \leq b$, $c \leq y \leq d$. Цей прямокутний шляхом переносу початку координат і використання операції стиску, що відповідає формулам

$$\alpha = \frac{2x - (a+b)}{b-a}; \quad \beta = \frac{2y - (c+d)}{d-c}, \quad (5.12)$$

перетвориться на квадрат $-1 \leq \alpha \leq 1$; $-1 \leq \beta \leq 1$.

Для аналітичного опису в такий спосіб перетвореного поля кореляцій $r_q(\alpha, \beta)$ можна використовувати поліноми Чебишова 1 роду, що, як відомо, ортогональні в зазначеному квадраті області з вагою $1/(1-\alpha^2)^{1/2}$ чи вагою $1/(1-\beta^2)^{1/2}$, тобто

$$\int_{-1}^1 \frac{T_n(\alpha)T_m(\alpha)}{\sqrt{1-\alpha^2}} d\alpha = \begin{cases} \pi & \text{при } m = n = 0 \\ \pi/2 & \text{при } m = n \neq 0, \\ 0 & \text{при } m \neq n \end{cases} \quad (5.13)$$

де $T_n(\alpha)$ і $T_m(\alpha)$ – поліноми Чебишова 1 роду відповідно порядку n і m .

Вони можуть бути визначені за допомогою рекурентної формули

$$T_{n-1}(z) = 2zT_n(z) - T_{n+1}(z) \quad (5.14)$$

за умови

$$T_0(z) = 1 \quad T_1(z) = z.$$

$$\frac{\sigma_{C_{mi}}}{C_{mi}} = \left[\frac{\sigma_{M_i}^2}{M_i^2} + \frac{\pi^2 D_i^2 \omega_{mi}^2 (1.046\omega_{mi} - 2.13)^2}{36(0.532\omega_{mi}^2 - 2.13\omega_{mi} + 3.13)^2} + \frac{0.96}{\omega_{0i}^2 \sqrt[3]{f_i m_i^2}} \right] \left[\frac{0.24}{\Delta \bar{T}_i^2 \sqrt[3]{f_i m_i^2}} + \frac{(1.046\omega_{mi} - 2.13)^2 + 1}{9\Delta \bar{T}_i^2} \right] \sigma_{\Delta T_i}^2 \Bigg]^{1/2}, \quad (5.9)$$

якщо $0.5 \leq \omega_{mi} < 2.0$;

$$\frac{\sigma_{C_{mi}}}{C_{mi}} = \left[\frac{\sigma_{M_i}^2}{M_i^2} + \left(\frac{0.96}{m_i^2 \omega_{0i}^2 \sqrt[3]{f_i^2}} + \frac{1}{9\omega_{0i}^2} \right) \sigma_{\omega_{0i}}^2 + \left(\frac{0.24}{m_i^2 \Delta \bar{T}_i^2 \sqrt[3]{f_i^2}} + \frac{1}{9\Delta \bar{T}_i^2} \right) \sigma_{\Delta T_i}^2 \right]^{1/2}, \quad (5.10)$$

якщо $\omega_{mi} \geq 2.0$ і

$$\frac{\sigma_{C_{mi}}}{C_{mi}} = \left[\frac{\sigma_{M_i}^2}{M_i^2} + \frac{19.4\omega_{mi}^2 + 1}{9\omega_{0i}^2} \sigma_{\omega_{0i}}^2 + \frac{19.4\omega_{mi}^2 + 1}{9\Delta \bar{T}_i^2} \sigma_{\Delta T_i}^2 \right]^{1/2}, \quad (5.11)$$

якщо $\omega_{mi} < 0.5$.

З отриманих формул випливає, що визначення відносної мінімальної концентрації в точці максимуму не склало би труднощів, якби була можливість організувати регулярні виміри технологічних характеристик джерел викиду ω_{0i} , M_i і ΔT_i .

На жаль, такі виміри на підприємствах не проводяться.

Наступна проблема полягає у визначенні кореляційного моменту $r_{C_{mi}}$, тому що σ_{q_i} для кожного КВП можуть бути знайдені по наявних вибірках середньодобових значень концентрацій інгредієнта. Вирішення її також пов'язано з певними труднощами. Вони полягають у тому, що координати точки максимуму концентрації відносно джерела викиду залежать від стану граничного шару повітря, а саме: від температурної стратифікації, напрямку і швидкості вітру. Це означає, що координати цієї точки, означені рівняннями (6.36) і (6.37), будуть змінюватися зі зміною зазначених характеристик атмосфери. Отже, кореляційний момент $r_{q_i/C_{mi}}$ характеризує кореляційний зв'язок між концентраціями інгредієнта на стаціонарному КВП і в деякій точці зі змінними координатами (x, y) . Ці труднощі можуть бути подолані шляхом апроксимації полів кореляції, побудованих у деякій системі координат (x, y) для кожного з КВП як полюса кореляції.

Розкладання поля кореляції по поліномах Чебишова 1 роду можна представити в такому вигляді:

$$r_q(\alpha, \beta) = \sum_{m,n=0}^P A_{mn} T_m(\alpha) \mathcal{Y}_n(\beta). \quad (5.15)$$

Якщо використовувати інтерполяційний поліном Лагранжа, то за допомогою методу найменших квадратів одержуємо співвідношення, яке доставить значення коефіцієнтам A_{mn}

$$A_{mn} = a_m a_n \sum_{i,j=1}^N \int_{\alpha_i}^{\alpha_{i+1}} \int_{\beta_j}^{\beta_{j+1}} \frac{W_i(\alpha)}{(\alpha - \alpha_{i+k})} \frac{W_j(\beta)}{(\beta - \beta_{j+s})} \frac{T_m(\alpha)}{\sqrt{1-\alpha^2}} \times \frac{T_n(\beta)}{\sqrt{1-\beta^2}} r_{i+k,j+s} \cdot d\alpha \cdot d\beta, \quad (5.16)$$

де a_m, a_n — деякі константи;

$W_i(\alpha) = (\alpha - \alpha_i)(\alpha - \alpha_{i+1}), W_j(\beta) = (\beta - \beta_j)(\beta - \beta_{j+1})$, а $r_{i+k,j+s}$ — значення кореляції в точці з координатами $(\alpha_{i+k}, \beta_{j+s})$. Обчислення коефіцієнтів A_{mn} для $P = 4$ здійснювалося за допомогою алгоритму, наведеного в [9].

Розглянемо результати апроксимації полів кореляції, які визначаються матрицею кореляції концентрації $S\theta_2$.

Наведемо приклад апроксимації полів кореляції. Нехай маємо матрицю кореляцій концентрації шкідливої домішки (табл.5.1), розрахованих по вимірах на 8 КВП міста.

На рис. 5.1 наводиться поле кореляції з полосом кореляції на КВП №8, яке відповідає останньому рядку матриці кореляцій. Як вихідні дані використовувалися значення кореляцій у 364 вузлах регулярної сітки точок, обумовлених координатами (x, y) . Потім було здійснено перетворення координат за формулами (5.12) і обчислення коефіцієнтів розкладання (5.15) по поліномах Чебишова 1 роду за допомогою формул (5.16). У табл. 5.2 містяться коефіцієнти розкладання A_{mn} для восьми полів кореляції, що відповідають рядкам кореляційної матриці.

Таблиця 5.1 – Матриця кореляції концентрації шкідливої домішки

КВП	1	2	3	4	5	6	7	8
1	1,00	0,74	0,58	0,56	0,65	0,70	0,30	0,63
2	0,74	1,00	0,74	0,71	0,71	0,75	0,19	0,69
3	0,58	0,74	1,00	0,87	0,70	0,79	0,08	0,70

КВП	1	2	3	4	5	6	7	8
4	0,56	0,71	0,87	1,00	0,76	0,77	0,05	0,73
5	0,65	0,71	0,70	0,76	1,00	0,73	0,14	0,69
6	0,70	0,75	0,79	0,77	0,73	1,00	0,21	0,69
7	0,30	0,19	0,08	0,05	0,14	0,21	1,00	0,11
8	0,63	0,69	0,70	0,73	0,69	0,69	0,11	1,00

Таблиця 5.2 – Коефіцієнти A_{mn} розкладання полів по поліномах Чебишова

Коефіцієнти	Номер КВП							
	1	2	3	4	5	6	7	8
A_{m0}	-0,5748	-0,3811	-0,5494	-0,7625	-0,1914	-0,2987	-0,0453	-0,4311
A_{m1}	1,3715	0,7663	1,3924	1,2801	0,8944	0,9335	0,8619	1,1031
A_{m2}	-1,1573	-0,8321	-0,9971	-1,1046	-0,4098	-0,4067	-0,6825	-0,5552
A_{m3}	0,4359	-0,0352	0,2653	0,1883	0,3029	0,5132	0,1534	0,2357
A_{m4}	-0,0627	-0,0512	-0,0389	0,0414	-0,0466	-0,0037	-0,1784	-0,0435
A_{m5}	0,2638	1,1634	0,9304	1,4701	0,3263	0,4415	0,3560	0,7481
A_{m6}	0,0661	-1,2065	-1,1518	-1,3071	-0,5917	-0,4568	-0,0256	-0,1792
A_{m7}	0,2100	0,9043	0,6179	1,2633	-0,1300	0,4640	-0,5309	0,3120
A_{m8}	-0,0000	0,0013	0,0013	0,0021	0,0007	0,0004	0,0000	0,0001
A_{m9}	-0,1767	-0,2803	-0,2399	-0,3080	-0,1564	-0,0781	-0,2910	-0,2079
A_{m10}	-0,0363	-0,3421	-0,3090	-0,4860	-0,2775	-0,5363	-0,0234	-0,3344
A_{m11}	0,2827	0,1630	0,2141	0,1754	0,2072	0,4598	0,0069	0,2793
A_{m12}	0,0013	0,0013	0,0014	0,0018	0,0007	0,0002	0,0007	0,0011
A_{m13}	-0,0008	-0,0001	-0,0005	-0,0004	-0,0006	-0,0001	-0,0002	-0,0003
A_{m14}	0,0041	0,1539	0,1359	0,2214	0,1213	0,2313	0,0109	0,1643
A_{m15}	-0,0373	0,0291	0,0117	0,0685	0,1610	0,0050	0,0480	0,0035
A_{m16}	0,0001	0,0013	0,0012	0,0020	0,0006	0,0005	0,0000	0,0002
A_{m17}	0,0003	-0,0010	-0,0007	-0,0014	-0,0000	-0,0005	0,0005	-0,0001
A_{m18}	0,0000	-0,0000	0,0000	-0,0000	-0,0000	0,0000	-0,0000	0,0000
A_{m19}	0,0177	-0,0140	-0,0058	-0,0327	-0,0755	-0,0025	-0,0225	-0,0175
A_{m20}	0,2500	0,0450	0,1430	0,1769	0,0106	0,2872	0,0007	0,1622
A_{m21}	-0,5839	-0,2664	-0,5534	-0,4731	-0,3455	-0,5695	-0,4037	-0,5233
A_{m22}	0,5561	0,3502	0,4415	0,4621	0,1996	0,2421	-0,3471	0,4192
A_{m23}	-0,2048	0,0165	-0,1253	-0,0890	-0,1430	-0,2136	-0,0724	-0,0427
A_{m24}	0,0389	0,0733	0,0615	0,0466	0,0575	0,0596	0,1003	0,0651

$$r(\alpha, \beta) = A_1 \alpha^3 + A_2 \beta^3 + A_3 \alpha^2 \beta + A_4 \alpha \beta^2 + A_5 \alpha^2 + A_6 \beta^2 + A_7 \alpha \beta + A_8 \alpha + A_9 \beta + A_{10} \quad (5.17)$$

Коефіцієнти полінома (5.17) визначається на основі зазначеної вище вихідної інформації за методом найменших квадратів. Їхні значення наведені в табл. 5.3.

Таблиця 5.3 – Коефіцієнти апроксимативного полінома третього степеня. Одеса, Пів-Зх, 3х перенос повітряних мас

Коефіцієнти	Номер КВП							
	1	2	3	4	5	6	7	8
A_1	-0,046	0,062	0,245	0,206	0,101	0,127	-0,320	0,042
A_2	-0,272	-0,085	0,099	-0,057	-0,272	-0,415	0,013	-0,006
A_3	0,285	0,286	0,194	0,259	0,347	0,247	-0,208	0,259
A_4	0,325	0,163	0,155	0,248	0,110	0,0934	0,077	-0,426
A_5	-0,380	-0,438	-0,526	-0,523	-0,513	-0,568	0,116	-0,394
A_6	-0,623	-0,756	-0,805	-0,456	-0,081	-0,191	-0,158	-0,492
A_7	0,216	0,164	0,163	0,148	0,129	0,059	-0,306	0,287
A_8	0,195	0,007	-0,295	-0,389	-0,195	-0,185	0,522	0,067
A_9	0,179	0,173	0,121	0,091	-0,126	0,258	0,291	0,011
A_{10}	0,652	0,729	0,716	0,741	0,695	0,735	0,206	0,688

Для перевірки якості апроксимації полів кореляції для концентрації S_{02} за допомогою рівняння (5.15) при значеннях коефіцієнтів A_{mi} позначених у табл. 5.2, і формули (5.17) з коефіцієнтами A_i ($i=1,10$), що містяться в табл. 5.3, були відновлені значення кореляційних моментів для кожного з 364 вузлів регулярної сітки точок і потім розраховані середньоквадратичні похибки апроксимації. Вони наведені в табл. 5.4, з якої випливає, що для всіх восьми полів кореляції апроксимація за допомогою полінома третього степеня дає значно кращі результати, ніж апроксимація на основі поліномів Чебишова 1 роду.

Величини середньоквадратичних похибок кореляційних моментів, знайдених по поліному третього степеня (5.17), мають такий же порядок, що і середньоквадратичні похибки кореляційних моментів, знайдених по відповідних вибірках концентрації інгредієнта, отриманих шляхом виміру на КВП. Тому надалі як моделі апроксимації полінів кореляції розглядалися алгебраїчні поліноми третього степеня.

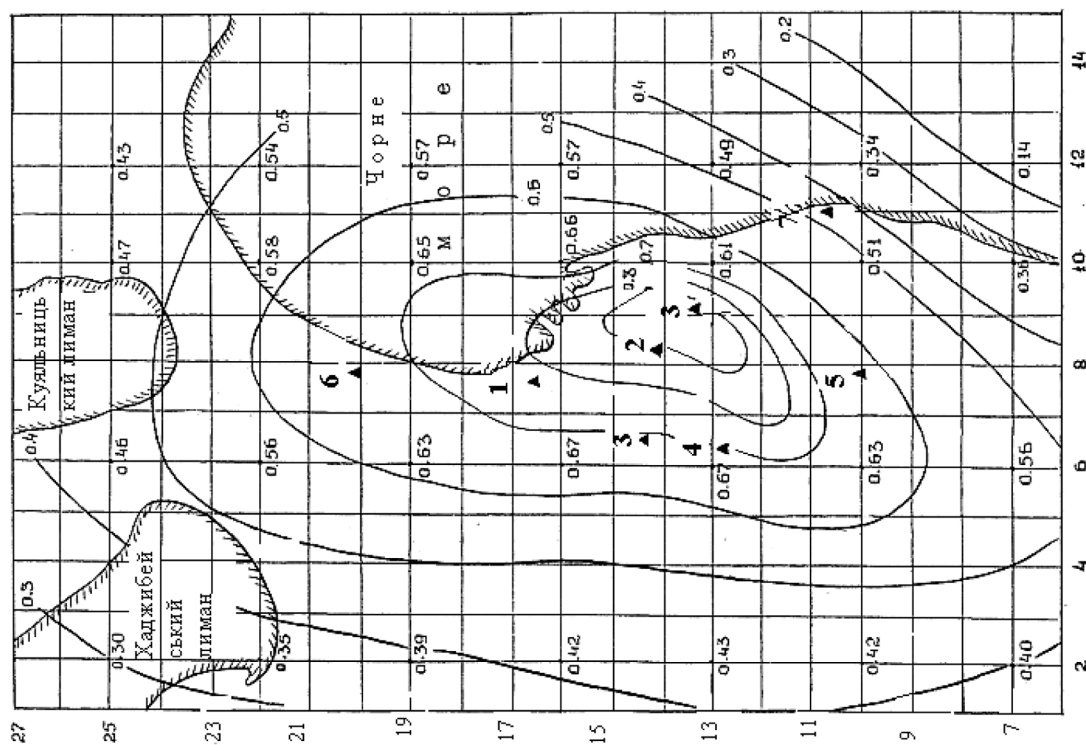


Рис. 5.1 Фактичне поле кореляції концентрації.

Полюс кореляції – КВП 8

Крім розкладання (5.15) для побудови полів кореляції була використана апроксимативна формула у вигляді алгебраїчного полінома третього степеня

Таблиця 5.4 – Середньоквадратичні похибки апроксимації полів кореляції концентрацій S_0^2 за допомогою розкладання по поліномах Чебишова 1 роду (σ_1) і алгебраїчного полінома третього степеня (σ_2).
Одеса, Пв-Зх, 3х перенос повітряних мас

Пара- метр	Номер КВП							
	1	2	3	4	5	6	7	8
σ_1	0,293	0,187	0,246	0,230	0,214	0,192	0,178	0,210
σ_2	0,095	0,072	0,086	0,072	0,100	0,079	0,081	0,098

На рис. 5.2 як приклад наводиться відновлене за допомогою апроксимаційної формули (5.17) поле кореляцій, що відповідає зображеному на рис.5.1 фактичному полю. Порівняння відновлених і фактичних полів свідчить про добрий збіг не тільки загальної конфігурації ізоліній, але і самих величин кореляції.

Варто підкреслити, що середньоквадратична похибка апроксимації цього поля складає 0,098, тобто є однією з найбільших. Отже, за допомогою полінома (5.17) можна по координатах точок максимуму концентрації для j -того поля визначити кореляційні моменти $r_{q_{S_{mi}}}$ і таким чином знайти оцінки коефіцієнтів регресії.

5.2.3 Побудова системи лінійних обмежень і функції цілі

Апроксимація полів кореляції концентрацій шкідливих домішок в атмосфері міста дає можливість знайти за формулами (5.3) коефіцієнти системи рівнянь регресії

$$q_S = a_{S_0} + a_{S_1} C_{m1} + a_{S_2} C_{m2} + \dots + a_{S_k} C_{mk} \quad (S = \overline{1, L}). \quad (5.18)$$

Нехай відомо, що при даному типі атмосферних процесів у районі S -того КВП можливо деяке максимальне значення концентрації інгредієнта q_{Sm} при штатних значеннях технологічного параметра $\bar{\theta}_i$. Рівняння регресії (5.18) буде відображати цей факт, якщо $a_{S_0} = a_{S_0}^{\sim}$, де

$$\tilde{a}_{S_0} = q_{S_m} - (a_{S_1} C_{m1} + a_{S_2} C_{m2} + \dots + a_{S_k} C_{mk}). \quad (5.19)$$

При такому значенні вільного члена рівняння регресії, як випливає з рівняння (5.18), для виконання умови

$$q_S < q_{S_m} \quad (5.20)$$

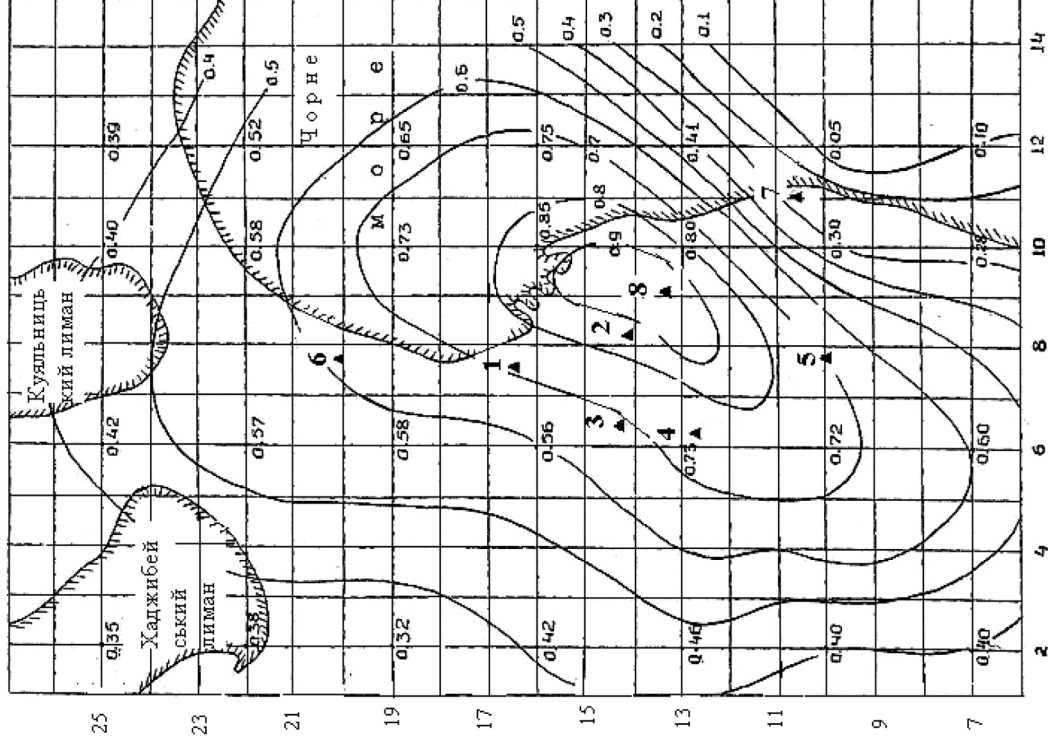


Рис. 5.2 Апроксимоване поле кореляції концентрацій.
Полюс кореляції – КВП №8

необхідно, щоб

$$C_{mi} < \bar{C}_{mi} \quad (i = \overline{1, k}), \quad (5.21)$$

тобто зменшення поля концентрацій при даних метеорологічних умовах можливо тільки шляхом зменшення викидів підприємств. З

іншого боку, як відомо, вільний член рівняння регресії визначається рівністю

$$\bar{a}_{S_0} = q_{S_0} - (a_{S_1} \bar{C}_{M1} + a_{S_2} \bar{C}_{M2} + \dots + a_{S_k} \bar{C}_{Mk}). \quad (5.22)$$

Таким чином, маємо два рівняння регресії, які відрізняються тільки вільними членами

$$q_S = \tilde{a}_{S_0} + a_{S_1} C_{M1} + a_{S_2} C_{M2} + \dots + a_{S_k} C_{Mk}, \quad (5.23)$$

$$q_S = \bar{a}_{S_0} + a_{S_1} \bar{C}_{M1} + a_{S_2} \bar{C}_{M2} + \dots + a_{S_k} \bar{C}_{Mk}. \quad (5.24)$$

Але при $C_{Mi} = \bar{C}_{Mi}$ перше з них дає $q_S = q_{S_m}$, а друге $q_S = \bar{q}_S$. Підставивши в другому з них $\bar{C}_{Mi}$ замість C_{Mi} і віднявши почленно з рівняння (5.24) рівняння (5.23), одержимо наступну систему рівнянь:

$$a_{S_1} (\bar{C}_{M1} - C_{M1}) + a_{S_2} (\bar{C}_{M2} - C_{M2}) + \dots + a_{S_k} (\bar{C}_{Mk} - C_{Mk}) = \varpi_S, \quad (5.25)$$

де

$$\varpi_S = \bar{q}_S - q_S - \bar{a}_{S_0} + a_{S_0}, \quad (5.26)$$

або, якщо використовувати формули (5.19) і (5.22),

$$\varpi_S = q_{S_m} - q_S. \quad (5.27)$$

Систему рівнянь (5.25) перепишемо у вигляді

$$a_{S_1} \varphi_1 + a_{S_2} \varphi_2 + \dots + a_{S_k} \varphi_k = \varpi_{S_0}, \quad (5.28)$$

запровадивши

$$\varphi_i = \bar{C}_{Mi} - C_{Mi}. \quad (5.29)$$

З рівнянь (5.25)-(5.29) випливає, що якщо

$$C_{Mi} < \bar{C}_{Mi}, \quad (5.30)$$

то

$$\varpi_k > 0 \quad \text{і} \quad q_S < q_{S_m}. \quad (5.31)$$

Наша мета полягає в тому, щоб при даних метеорологічних умовах одержати поле концентрацій інгредієнта, яка відповідала б визначеному плану. Позначимо його $q_{S_n}(S = \overline{1, L})$. Щоб цього досягти, необхідно так зменшити технологічні параметри підприємств у порівнянні з установленими $\bar{\theta}_i$, щоб виконувалася нерівність (5.31). Це можливо за наступних умов:

$$a_{S_1} \varphi_1 + a_{S_2} \varphi_2 + \dots + a_{S_k} \varphi_k \leq \varpi_{S_n}(S = \overline{1, L}), \quad (5.32)$$

де

$$\varpi_{S_n} = q_{S_m} - q_{S_n}. \quad (5.33)$$

Система лінійних нерівностей (5.32) за умови, що праві її частини задані рівностями (5.33), і являє систему лінійних обмежень.

План регулювання викидів джерел, який забезпечує задане поле концентрацій інгредієнта, повинен бути оптимальним. Це значить, що підприємствам необхідно визначити при даних метеорологічних умовах такі технологічні параметри, які приводили б до запланованого поля концентрацій інгредієнта, з одного боку, і задовольняли би функції цілі, з іншого. Таким чином, необхідно сформулювати функції цілі.

Нехай Q_i – вартість продукції, що випускається i -тим підприємством за добу. Тоді питома вартість продукції i -того підприємства буде

$$\varpi_i = \frac{Q_i}{\theta_i}. \quad (5.34)$$

Очевидно, сумарна питома вартість продукції всіх підприємств – забруднювачів атмосфери міста дорівнює

$$\xi = \sum_{i=1}^K \varpi_i. \quad (5.35)$$

Знайдемо відносну питому вартість продукції i -того підприємства

$$b_i = \frac{\varpi_i}{\xi}. \quad (5.36)$$

Очевидно, $\sum_{i=1}^K b_i = 1$, а $b_i Q_i$ – являє собою умовну вартість продукції i -того підприємства, якщо технологічний параметр знижений до рівня θ_i . Таким чином, $b_i (\bar{\theta}_i - \theta_i)$ є величиною втрат, які несе i -те підприємство.

ємство при зміні режиму роботи, пов'язаний із заданим зменшенням технологічного параметра. Знайдемо тепер сумарні втрати всіх підприєємств міста

$$L(\theta) = \sum_{i=1}^K b_i (\bar{\theta}_i - \theta_i). \quad (5.37)$$

Якщо розділити і помножити кожен доданок правої частини на g_i , обумовлене рівністю (6.21), і ввести позначення

$$P_i = \frac{b_i}{g_i}, \quad (5.38)$$

то з урахуванням (6.20) будемо мати

$$L(\varphi) = \sum_{i=1}^K P_i \varphi, \quad (5.39)$$

де φ_i визначається рівністю (5.29). Лінійну форму (5.39) і будемо надалі розглядати як функцію цілі.

5.3 Формулювання оптимізаційної задачі і процедура регуляризації

Як було показано вище, при певних станах граничного шару повітря відбувається накопичення шкідливих домішок у приземному шарі, і створюються високі концентрації інгредієнтів на території міста, які фіксуються мережею КВП. Розроблені методи прогнозу рівня забруднення атмосфери міста дають можливість при даному типі атмосферних процесів передбачити з визначеною завчасністю виникнення таких ситуацій. Задача полягає у тому, щоб шляхом регулювання режиму роботи підприємств – основних забруднювачів повітряного басейну міста, досягти при безпечних атмосферних умовах деякого планованого поля концентрацій q_{S_i} ($S = 1, L$). Регулювання режиму роботи промислових підприємств необхідно організовувати таким чином, щоб сумарний економічний збиток був мінімальним. Таким чином, ми прийшли до канонічної задачі лінійного програмування, яка має наступну математичну постановку – знайти такі значення φ_i ($i = \overline{1, K}$), які доставляють мінімум лінійної форми

$$L(\varphi) = \sum_{i=1}^K P_i \varphi \quad (5.40)$$

при лінійних обмеженнях

$$a_{S_1} \varphi_1 + a_{S_2} \varphi_2 + \dots + a_{S_K} \varphi_K \leq s_n^{\overline{\varphi}}, \quad (S = \overline{1, L}), \quad (5.41)$$

$$\varphi_i \geq 0; \quad i = \overline{1, K}; \quad \varphi_{S_n} = q_{S_n} - q_{S_n}, \quad (5.42)$$

Сформульована задача лінійного програмування являє собою формальну модель, для якої традиційні підходи (симплекс-метод, наприклад, [5]) не дають обґрунтованих обчислювальних алгоритмів. Такого роду моделі в багатьох випадках приводять до некоректних задач [8]. Для них немає теорії існування рішення, а рішення, якщо воно й отримано, не має стійкості від вхідних параметрів задачі.

Теорія розв'язання некоректних задач розроблена О.М. Тихоновим, який уперше ввів поняття регуляризуючого алгоритму [10]. Суть його полягає в наступному. Нехай досліджувана математична модель має вигляд операторного рівняння $Az = u$, що збігається за формою із системою рівнянь регресії (5.18). Оператор A діє з метричного простору z у метричний простір u . Припустимо, що відомі точні значення оператора A і вектора u . Позначимо їх через $\square$ і $\bar{u}$. Тоді операторне рівняння має точний розв'язок $\bar{z}$. Припустимо, що замість $\bar{u}$ відомо його наближене значення $u_0 \in u$ із похибкою δ , так що метрика $\rho(u_0, \bar{u}) \leq \delta$. Регуляризуючим алгоритмом називається оператор R , який кожній парі (U_0, δ) ставить у відповідність $z_g \in z$, причому $z_g \rightarrow \bar{z}$ в матриці z при $\delta \rightarrow 0$. Ясно, що оператор $R(u_0, \delta)$ є наближеним розв'язком задачі при заданому наборі вхідних даних. Однак, найчастіше наближеним є не тільки вектор u , але й оператор A , тобто замість точного A відомо його наближене значення A_h , причому $\|A - A_h\| \leq h$, $h > 0$. Це означає, що вхідними даними є пара (A_h, u_0) і вектор похибок $\xi = (\delta, h)$. Задача полягає у тому, щоб побудувати наближений розв'язок операторного рівняння

$$A_z = U; \quad u \in U; \quad z \in Z, \quad (5.43)$$

яка належить замкнутій множині апріорних обмежень по заданому набору даних $\{A_h, u_0, \xi\}$ [10].

Сформульована вище задача регулювання режиму роботи підприємств міста відноситься саме до класу таких задач. Дійсно, висунуті припущення вносять деяку міру невизначеності в коефіцієнти a_{S_i} сис-

теми лінійних обмежень (5.41). Крім того, кореляції і середні квадратичні відхилення концентрацій інгредієнтів, що входять у коефіцієнти a_{s^*} , представляють, власне кажучи, статистичні оцінки, тобто мають визначений ступінь вірогідності. Збуреними є також і компоненти вектора ω_s . Тому будемо шукати наближений розв'язок задачі (5.40)–(5.42) за допомогою регуляризуючих алгоритмів. Для побудови регуляризуючого алгоритму використовуємо сформульований О.М. Тихоновим [10] варіаційний принцип.

Задача лінійного програмування сполучена, як указувалося вище, з мінімізацією позитивної функції (5.40). Очевидно, якщо досягає мінімуму лінійна форма $L(\varphi)$, то мінімальне значення буде мати і квадратична форма

$$L^2(\varphi) = \left(\sum_{i=1}^K P_i \varphi \right)^2. \quad (5.44)$$

Додаткові умови доставляє система рівнянь (5.28), що в операторній формі має вигляд

$$A\varphi = \omega. \quad (5.45)$$

Оскільки, як указувалося вище, елементи матриці A відомі неточно, то вимога наближеного дотримання умов (5.45) еквівалентна введенню штрафних функцій

$$N^2(\varphi) = \|A\varphi - \omega\|^2, \quad \mu > 0, \quad (5.46)$$

$$\Omega^2(\varphi) = \lambda \sum_{i=1}^K P_i \varphi^2, \quad \lambda > 0, \quad (5.47)$$

у яких μ і λ – параметри регуляризації. Отже, регуляризуючий алгоритм можна одержати на основі умови

$$M[\varphi] = L^2(\varphi) + N^2(\varphi) + \Omega^2(\varphi) \rightarrow \min \quad (5.48)$$

чи, якщо використовувати рівності (5.44) і (5.46),

$$M[\varphi] = \left(\sum_{i=1}^K P_i \varphi \right)^2 + \mu \|A\varphi - \omega\|^2 + \lambda \sum_{i=1}^K P_i \varphi^2 \rightarrow \min. \quad (5.49)$$

(штрих означає операцію транспонування).

Сформульовані умови приводять до системи рівностей

$$\frac{\partial M[\varphi]}{\partial \varphi_i} = 0, \quad (i = \overline{1, K}). \quad (5.50)$$

Після деяких перетворень система рівностей (5.50) приводиться до системи лінійних неоднорідних алгебраїчних рівнянь

$$\sum_{j=1}^K d_{ij} \varphi_j = \eta_i, \quad (i = \overline{1, K}), \quad (5.51)$$

у яких коефіцієнти при невідомих і вільні члени визначаються наступними виразами:

$$d_{ij} = P_i P_j + \mu \sum_{v=1}^L a_{v,j} a_{v,i} + \lambda P_i \delta_{ij}, \quad (i, j = \overline{1, K}), \quad (5.52)$$

$$\eta_i = \mu \sum_{v=1}^L a_{v,i} \omega_v, \quad (5.53)$$

де δ_{ij} – символ Кронекера.

Існує теорема [11] про те, що рішення регуляризованої задачі (5.49), (5.51) сходяться до точного рішення при $\delta \rightarrow 0$ і $h \rightarrow 0$. Швидкість збіжності залежить від вдалого вибору параметрів регуляризації, такого, щоб нев'язка розв'язку не перевищувала заданого критерію [8]

$$\left[\sum_{j=1}^L \left(\sum_{i=1}^K a_{ij} \varphi_i - \varphi_j \right)^2 \right]^{1/2} \leq \chi, \quad (5.54)$$

який установлюється на основі апріорної інформації. Підбір параметрів регуляризації може бути здійснений шляхом організації ітеративної процедури з апріорним заданням початкових значень μ_0 і λ_0 . Ще один спосіб підбору параметрів регуляризації ґрунтується на узагальненому принципі нев'язки $\alpha(\delta, h)$ [11]. Однак для цього необхідно знати міри похибок h і δ оператора A_h і вектора ω_δ , які у сформульованій вище задачі є, взагалі кажучи, невідомими.

Збіжність ітераційного процесу можна поліпшити, якщо за допомогою компонентного аналізу зробити попередню фільтрацію полів концентрацій інгредієнтів від дрібномасштабних збурювань і шумів. Це дає можливість, по-перше, одержати більш достовірні поля кореляцій і, по-друге, зменшити рівень шумів у компонентах вектора ω_{IT} .

Як було показано вище, сума перших трьох власних значень матриць коваріацій розглянутих інгредієнтів витримує 80–90% сумарної

дисперсії полів концентрацій. Тому фільтрацію полів концентрацій будемо робити на основі трьох перших власних значень векторів

$$\tilde{\omega}_n = \tilde{W}' \cdot \tilde{z}, \quad (5.55)$$

де $\tilde{\omega}_n$ – відфільтрований вектор ω_n ; $\tilde{W}'$ – матриця порядку $L \times 3$ (L – число КВП), що містить три перших власних вектори матриці коваріації; $\tilde{z}$ – вектор головних компонентів (містить перші три компоненти поля).

З урахуванням рівності (5.55) матричне рівняння (5.45) набуває наступного вигляду

$$A\phi = \tilde{W}' \cdot \tilde{z}. \quad (5.56)$$

У ньому матриця A містить елементи, отримані на основі кореляцій з урахуванням попередньої фільтрації полів концентрацій. Якщо тепер помножити ліву частину рівності (5.56) на $\tilde{W}'$, де «штрих» означає операцію транспонування, то будемо мати

$$B\phi = \tilde{z}, \quad (5.57)$$

де матриця A визначається рівністю

$$B = \tilde{W}'A. \quad (5.58)$$

Тепер регуляризуючий алгоритм набуває наступного вигляду

$$M[\phi] = \left(\sum_{i=1}^K P_i \phi \right)^2 + \left(B \phi - \tilde{z} \right)' (B \phi - \tilde{z}) + \sum_{i=1}^K P_i^2 \phi \min \quad (5.59)$$

чи в координатній формі

$$M[\phi] = \left(\sum_{i=1}^K P_i \phi \right)^2 + \sum_{v=1}^3 \left(\sum_{s=1}^K b_{vs} - \tilde{z}_v \right)^2 + \lambda \sum_{i=1}^K P_i^2 \phi. \quad (5.60)$$

Мінімізація функціонала (5.60) приводить до системи лінійних неоднорідних алгебраїчних рівнянь

$$\sum_{j=1}^K t_{ij} \cdot \phi_j = \vartheta, \quad (i = \overline{1, K}), \quad (5.61)$$

де

$$t_{ij} = P_i P_j + \mu \sum_{s=1}^3 b_{si} \cdot b_{sj} + \lambda P_i P_j \delta_{ij}. \quad (5.62)$$

$$\vartheta = \mu \sum_{s=1}^3 b_{si} \cdot z_s. \quad (5.63)$$

У рівностях (5.62), (5.63) μ і λ – як і раніше, параметри регуляризації; δ_{ij} символ Кронекера, а функції b_{si} і z визначаються співвідношеннями

$$b_{si} = \sum_{v=1}^L W_{vs} a_{vi}, \quad (5.64)$$

$$z_s = \sum_{m=1}^L W_{ms} \varpi_{ms}. \quad (5.65)$$

Ітераційна процедура при реалізації регуляризовуючого алгоритму (5.59)–(5.61) організується таким же чином, як і в алгоритмі (5.51)–(5.53).

5.4 Результати числового експерименту

Розроблені методи регулювання рівнів забруднення атмосфери великого міста були реалізовані стосовно до поля концентрації інгредієнта в атмосфері міста при західному напрямку повітряного потоку. Результати апроксимації полів кореляцій наведені в 5.2.2. Як основні джерела забруднення повітря інгредієнтом розглядалися 11 підприємств, розташованих на території міста, які мають найбільші потужності викиду розглянутого інгредієнта. У табл. 5.5 містяться основні параметри цих джерел.

Як випливає з табл. 5.5 джерела викидів інгредієнта значно розрізняються не тільки по потужності викиду, але і по температурі газоповітряної суміші, швидкості її виходу з джерела, його висоті і діаметру. Найбільш потужний викид здійснюється підприємством №8 на висоті 120 м.

Дані, що містяться в табл. 5.5 дають можливість знайти за формулами, наведеними у розділі 6, допоміжні параметри f_i , v_i , v'_i , f_{ip} , m_i . Їхні значення для кожного з підприємств містяться в табл. 5.6.

Дані табл. 5.6 дозволяють розрахувати за формулами (6.20)–(6.43) положення точок максимуму концентрації, обумовленого викидами кожного джерела (x , y), значення концентрації інгредієнта в цих точ-

ках $C_{\text{ш}}$, безпечно з точку зору інтенсивності забруднення швидкість вітру u і поправку до неї I , а також значення технологічних параметрів θ і функцій, що враховують умови турбулентної дифузії інгредієнта.

Таблиця 5.5 – Характеристики джерел забруднення

Номер підприємства	Характеристики джерел забруднення				
	M , г/с	ω , м/с	T , °C	H , м	D , м
1	83,00	10,61	30,0	47,00	1,80
2	24,20	2,35	292,0	45,00	1,75
3	40,61	9,23	147,5	31,40	1,00
4	14,09	6,61	194,6	43,92	1,52
5	25,30	1,33	170,0	30,00	2,10
6	41,01	7,45	117,0	33,52	0,92
7	30,07	5,79	120,0	18,45	1,57
8	1583,70	6,89	137,2	120,00	5,78
9	20,78	5,84	34,4	19,00	0,94
10	77,39	4,26	160,0	50,0	1,80
11	32,00	11,97	10,0	15,00	0,81

Таблиця 5.6 – Значення проміжних параметрів

Номер підприємства	f_i	v_i	v'_i	f_{ii}	m_i	n_i
1	3,058	1,679	0,528	117,920	0,747	1,053
2	0,016	2,160	0,119	1,342	1,300	1,000
3	0,586	2,107	0,382	44,641	0,970	1,000
4	0,177	2,444	0,297	21,041	1,108	1,000
5	0,024	1,928	0,121	1,418	1,275	1,001
6	0,388	1,681	0,266	15,026	1,020	1,053
7	1,288	2,715	0,641	210,216	0,867	1,000
8	0,139	3,843	0,431	64,242	1,132	1,000
9	2,582	1,263	0,376	44,392	0,771	1,288
10	0,082	2,120	0,199	6,339	1,132	1,000
11	51,581	1,041	0,840	474,660	0,377	1,489

Перш ніж наводити результати розрахунку зазначених параметрів, зупинимося на особливостях турбулентної дифузії домішки.

Як випливає з формули (6.21), параметр g , крім величин n_i і m_i , що враховують умови виходу газоповітряної суміші з устя джерела, містить величину A . Вплив атмосферної турбулентності у границях му шарі повітря на розсіювання домішки закладено в роботах [12-14] саме в цей параметр. При логарифмічному профілі зміни швидкості вітру з висотою

$$u = u \frac{\lg(z/z_0)}{\lg(z/z_1)} \quad (5.66)$$

Функція A , як показано, наприклад, у роботі М.В. Берлянда [12], визначається формулою

$$A = 1.54 C_3 \frac{\lg(z_\phi/z_0)}{\lg(z_1/z_0)} G_2(f_0) K \Big|_{u=u_{10}}, \quad (5.67)$$

де C_3 – деяка стала; z_ϕ і z_0 – висота флюгера і параметр шорсткості відповідно; $u_{10} = 2$ м/с.

Залежність $G_2(f_0)$ наводиться в роботі [12]. У ній же показано, що

$$k = \frac{k}{u_{10}^\phi}, \quad (5.68)$$

де u_i – швидкість вітру на висоті z_i ; k – коефіцієнт турбулентності; ϕ_0 – середньоквадратична величина пульсації напрямку вітру.

Приймається лінійна модель зміни в приземному шарі повітря коефіцієнта турбулентності з висотою

$$k = k_1 \frac{z}{z_1} \quad (5.69)$$

(молекулярною дифузією нехтують).

Таким чином, щоб врахувати вплив турбулентності на формування поля концентрації інгредієнта в атмосфері м. Одеси, необхідно мати дані про структуру турбулентності, а саме: значення коефіцієнта турбулентності на висоті z_i (z_i береться рівним 1 м) – k_i ; середньоквадратичного відхилення напрямку вітру ϕ_0 рівня шорсткості z_0 . У роботі [15] зазначені дані, отримані для різних районів Москви. Показано, що перераховані характеристики турбулентності зале-

жать від температурної стратифікації граничного шару атмосфери, напрямку і швидкості вітру, характеру міської забудови. На жаль, подібні дослідження для Одеси не проводилися, що не дає можливості визначити відповідні значення параметра A . Тому в числових експериментах береться значення цього параметра, рекомендоване в роботах [12-14] для районів України, тобто $A = 200$. Значення F і η бралися рівними одиниці, напрямком переносу повітря – 320° ; модуль швидкості вітру – 5 м/с ; температура повітря – 0°C . У табл. 5.7 наводяться значення параметрів, розрахованих за формулами (6.15)-(6.49) для розглянутих підприємств.

Оскільки координати точок максимуму концентрацій інгредієнта для кожного підприємства визначені, по апроксимаційних поліномах (5.17) знаходилися значення кореляцій між концентраціями домішки в районах КВП і в точках максимуму концентрацій інгредієнта. Вони представлені в табл. 5.7, що містить, крім того, і значення середньоквадратичного відхилення концентрацій у точках максимуму σ_{C_M} і на КВП. Середньоквадратичні відхилення розраховувалися за формулами (5.5)-(5.11), які містять дисперсії потужності викиду σ_M^2 , швидкості викиду газоповітряної суміші σ_W^2 і її перегріву щодо незбуреного повітря $\sigma_{\Delta T}^2$.

Таблиця 5.7 – Значення параметрів підприємств, розраховані за формулами (6.15)-(6.49)

Номер підприємства	Параметри										
	g	θ	C_M	ξ	d	d_x	d_y	x	y	u_M	l
1	0,026	12,156	0,312	11,688	0,549	0,275	-0,476	3,975	13,624	1,7	0,5
2	0,060	2,744	0,164	11,018	0,496	0,248	-0,429	4,248	13,071	2,2	0,7
3	0,138	3,664	0,507	12,541	0,394	0,197	-0,341	4,697	14,359	2,3	0,7
4	0,066	1,296	0,086	12,663	0,556	0,278	-0,482	4,878	18,018	2,6	0,8
5	0,105	4,153	0,435	10,318	0,310	0,155	-0,268	5,155	13,932	1,9	0,6
6	0,108	4,293	0,463	10,019	0,336	0,168	-0,291	5,268	13,809	1,7	0,5
7	0,325	3,395	1,105	15,049	0,278	0,139	-0,240	5,339	13,060	3,1	0,9
8	0,005	161,367	0,763	15,713	1,886	0,943	-1,633	7,943	15,667	4,0	1,0
9	0,232	3,563	0,826	8,654	0,164	0,062	-0,142	7,982	18,858	1,3	0,4
10	0,043	8,794	0,380	11,430	0,571	0,286	-0,495	8,986	19,105	2,2	0,7
11	0,191	6,493	1,239	10,527	0,158	0,079	-0,137	12,979	30,763	1,0	0,3

Ясно, що дисперсії перерахованих параметрів можна знайти, якщо є статистичні ряди значень цих величин. Організувати такі виміри в наш час не можливо. Тому було прийнято, що σ_M , σ_W і $\sigma_{\Delta T}$ складають відповідно 5, 10 і 1 % від номінальних значень, наведених у табл. 5.5. Можна вважати, що обрані порядки зазначених середньоквадратичних відхилень є розумними.

Дані табл. 5.8 дозволили розрахувати за формулами (5.3) коефіцієнти $a_{\square}$ – системи лінійних обмежень (5.32). Результати наведені в табл. 5.9.

Наступне завдання полягає у тому, щоб сформулювати вектор праних частин системи лінійних обмежень. Координати цього вектора визначаються рівністю (5.33). Значення максимальних концентрацій на КВП $q_{\square M}$ визначені шляхом вивчення статистичних рядів даних вимірів концентрації інгредієнта.

Концентрації плану були задані, виходячи з міркувань: у районах, де спостерігаються найбільші концентрації домішки q_M , приймалася умова $q_{\square} = \text{ГДК}_{\text{сс}}$; в інших районах $q_{\square} = 0,8 \text{ГДК}_{\text{сс}}$, а в курортній зоні $q_{\square} = 0,6 \text{ГДК}_{\text{сс}}$.

У табл. 5.10 наводяться значення максимальних концентрацій домішок, концентрацій плану, а також модальні значення концентрацій домішок, що будуть використані у подальшому.

Таблиця 5.8 – Коефіцієнти кореляції між концентраціями домішки в районах КВП і в точках максимуму концентрацій та середньоквадратичні відхилення

№ КВП	Номер джерела											σ_q
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	
1	0,48	0,49	0,54	0,56	0,56	0,57	0,56	0,68	0,68	0,69	0,20	0,047
2	0,62	0,62	0,67	0,69	0,68	0,68	0,67	0,73	0,72	0,70	-0,08	0,051
3	0,71	0,71	0,74	0,73	0,74	0,74	0,73	0,68	0,68	0,59	0,03	0,065
4	0,78	0,78	0,80	0,80	0,80	0,79	0,78	0,68	0,68	0,60	0,25	0,071
5	0,68	0,70	0,71	0,67	0,72	0,72	0,73	0,66	0,62	0,58	0,17	0,065
6	0,67	0,67	0,72	0,78	0,72	0,72	0,71	0,71	0,75	0,70	0,15	0,065
7	0,04	0,06	0,07	0,02	0,10	0,11	0,12	0,26	0,18	0,24	-0,44	0,028
8	0,58	0,60	0,62	0,60	0,64	0,65	0,65	0,69	0,67	0,66	-0,00	0,054
σ_{C_M}	0,062	0,033	0,101	0,017	0,087	0,093	0,221	0,153	0,165	0,076	0,248	

Таблиця 5.9 – Коефіцієнти системи лінійних обмежень

№ КВП	Номер джерела домішки										
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
1	0,36	0,71	0,25	1,54	0,30	0,29	0,12	0,21	0,19	0,43	-0,04
2	0,51	0,97	0,34	2,03	0,40	0,38	0,16	0,24	0,22	0,47	-0,02
3	0,74	1,41	0,48	2,77	0,55	0,52	0,21	0,29	0,26	0,51	0,01
4	0,89	1,69	0,56	3,29	0,65	0,61	0,25	0,32	0,29	0,56	0,07
5	0,71	1,39	0,45	2,54	0,54	0,51	0,21	0,28	0,24	0,49	0,04
6	0,70	1,34	0,46	2,93	0,54	0,51	0,21	0,30	0,30	0,60	0,04
7	0,32	0,05	0,02	0,03	0,03	0,03	0,02	0,05	0,03	0,09	-0,05
8	0,51	0,99	0,32	0,33	0,40	0,38	0,16	0,24	0,22	0,47	-0,00

Таблиця 5.10 – Максимальні (q_m), модальні (q) і планові ($q_{\text{п}}$) значення концентрацій домішки (мг/м³)

Пара- метр	Номер КВП							
	1	2	3	4	5	6	7	8
q_m	0,300	0,320	0,390	0,400	0,400	0,400	0,100	0,320
q	0,110	0,100	0,104	0,076	0,092	0,100	0,056	0,099
$q_{\text{п}}$	0,040	0,040	0,050	0,050	0,050	0,050	0,030	0,040

Наступний етап вирішення задачі полягає в побудові функції цілі. Як коефіцієнти лінійної форми (5.40) беруться відносні питомі вартості продукції підприємств b_i ($i=1,11$), виробленої за добу. Якщо припустити, що підприємства працюють ритмічно, то фактор часу стає незначущим, і лінійна форма (5.37) набуває сенсу сумарних відносних втрат підприємств. На жаль, не було можливості одержати дані, які дозволяють визначити дійсні значення відносних вартостей b_i продукції всіх одинадцяти підприємств – найбільш потужних джерел викидів. Тому ці величини були задані, виходячи з логічних розуміннь.

Лінійна форма (5.37) перетворюється надалі в лінійну форму (5.39) для того, щоб вона містила ті ж змінні, що і система лінійних обмежень. Це зводиться до перерахування коефіцієнтів функції цілі за формулою (5.38). У табл. 5.11 наводяться коефіцієнти b_i і модифіковані значення P_i .

Таблиця 5.11 – Коефіцієнти функції цілі

	Номер джерела										
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
b_i	0,13	0,05	0,12	0,13	0,05	0,11	0,10	0,11	0,03	0,04	0,13
P_i	5,06	0,84	0,87	1,96	0,48	1,02	0,38	24,32	0,17	0,38	4,12

Як видно, сума усіх відносних питомих вартостей продукції підприємств дорівнює одиниці.

Цей етап завершується формулюванням задачі лінійного програмування (5.40)-(5.42) з метою встановлення для підприємств таких технологічних параметрів θ , які за умови мінімуму сумарних економічних утрат при даному типі атмосферних процесів обумовлять плановане поле концентрацій домішки.

Розв'язання канонічної задачі лінійного програмування (5.40)-(5.42) проводилося за допомогою стандартної програми «Simli», в основу якої покладений симплекс-метод. Як і треба було очікувати, розв'язок досягнуто не було, у зв'язку з тим, що через причини, перераховані у 5.3, задача виявляється некоректною. Тому надалі були застосовані алгоритми регуляризації, описані в 5.3.

Як було показано у 5.3, процедура регуляризації зводиться до мінімізації деякої квадратичної форми. В результаті отримуємо систему лінійних неоднорідних алгебраїчних рівнянь (5.51) щодо шуканих параметрів ϕ_i , визначених рівністю (5.29).

Коефіцієнти і праві частини рівнянь цієї системи містять параметри регуляризації λ і μ . Таким чином, при різних λ і μ система рівнянь (5.51) має різні значення.

Виникає питання про збіжність рішень регуляризованої задачі.

Як було зазначено, умови збіжності можна визначати шляхом порівняння нев'язки з деяким критерієм чи на основі узагальненого принципу нев'язки. В останньому випадку необхідно знати міри похибок оператора A и вектора $\bar{b}$. На жаль, задати об'єктивно встановлені критерії дуже складно. Тому в числовому експерименті була організована ітераційна процедура з апріорним заданням початкових значень параметрів регуляризації $\lambda_0 = 0,5$; $\mu_0 = 0,5$. Кожна наступна ітерація полягала в зменшенні параметра μ на $\Delta\mu = 0,001$ при $\lambda = \text{const}$, обчисленні коефіцієнтів правої частини системи лінійних рівнянь і аналізі отриманих результатів. Якщо вони не задовольняють установлені вимоги, про які буде ска-

зано нижче, то здійснюється перехід до наступної ітерації. У випадку, якщо при деякому параметрі $\lambda = \lambda_i$ параметр μ досягає значення $\mu = 0,001$, то параметр λ_i зменшується на $\Delta\lambda = 0,001$, і ітераційний процес продовжується. При цьому знову μ пробігають усі значення в інтервалі $0,5 \leq \mu \leq 0,001$ з кроком $\Delta\mu = 0,001$. Розв'язки системи лінійних неоднорідних алгебраїчних рівнянь знаходяться за методом Гаусса.

Звернемося тепер до принципів аналізу розв'язків, що, як зазначено вище, був складовою частиною кожної ітерації. Насамперед, на основі розв'язків $\varphi_i (i = \overline{1, K})$ системи рівнянь (5.51) за допомогою рівності (5.29) знаходилися оптимальні (при даних значеннях параметрів регуляризації $(\mu \text{ і } \lambda)$ значення концентрацій у точках їхнього максимуму $C_m (i = \overline{1, K})$. Підставляючи їх у рівняння регресії (5.18), знаходили значення $q_s (S = \overline{1, L})$ концентрації домішки у кожному КВП, тобто, визначали відповідне поле концентрації інгредієнта. Подальший етап полягає у порівнянні отриманого значення q з концентраціями плану q_n , значення яких представлені в табл. 5.10. При цьому необхідно враховувати наступні обставини. По-перше, коефіцієнти рівнянь регресії (5.21), на основі яких побудовані системи лінійних обмежень, а, звідси, і коефіцієнти системи лінійних рівнянь регуляризованої задачі, містять похибки, обумовлені похибками вимірів і, мабуть, також умовами, прийнятими при розрахунках середньоквадратичних відхилень концентрацій у точках максимуму. По-друге, фактичні поля концентрацій домішки формуються не тільки за рахунок розглянутих нами 11 джерел забруднення. Певну частку вносять і інші, більш слабкі джерела домішки, що при розв'язанні задачі не враховуються. Тому отримані результати варто вважати задовільними, якщо розв'язок регуляризованої задачі не перевищує рівня $q_n + \delta$. У числовому експерименті бралось значення $\delta = 0,4q_n$, тобто розв'язання вважалось задовільним, якщо отримані концентрації інгредієнта відрізнялися на кожнім із КВП не більше, ніж на 40 % від концентрацій плану. Можна при оцінці отриманих результатів виходити і з інших розумів.

Як було з'ясовано, розподіли концентрацій інгредієнтів мають добре виражену правобічну асиметрію. При цьому імовірність $P(q < q)$ велика, а модальні значення q , представлені в табл. 5.10, хоча і перевищують ГДК_{ср}, але значно менші за ГДК_{мр}. Виходячи з цих розумів і тих невизначеностей, що містить задача, можна вважати результати задовільними, якщо

$$q_s < q_s, \quad \forall S = \overline{1, L}.$$

Цей критерій є, звичайно, менш строгим, але, на нашу думку, цілком прийнятним.

Результати оптимізації режиму роботи підприємств за умови

$$q_s \leq q_n + \delta, \quad \forall S = \overline{1, L}$$

будемо умовно називати стратегією I, а за умови

$$q_s < q_s, \quad \forall S = \overline{1, L}$$

- стратегією 2.

У табл. 5.12 наводяться результати розв'язання регуляризованої оптимізаційної задачі щодо регулювання режиму роботи підприємств. Звертає увагу той факт, що при стратегії I із процесу регулювання виключаються підприємства: №№1; 4; 8 і 11. Пояснити це можна тим, що, по-перше, усім цим підприємствам приписана найбільша відносна питома вартість продукції (табл. 5.10). По-друге, кожне з них має специфічні характеристики, що, треба думати, були враховані в процесі реалізації моделі. Наприклад, підприємство №8 має висоту труби 120 м, з устя якої зі швидкістю близько 7 м/с виходить газоповітряна суміш з перегрівом щодо незбуреного повітря, яке складає 137,2 °С. Ефективна висота джерела H_{ef} визначається, як відомо, співвідношенням

$$H_{ef} = H + \Delta H_{ef}, \quad (5.70)$$

де ΔH_{ef} — висота підняття факела над устям джерела під дією сил плавучості.

Значення ΔH_{ef} можна легко знайти, наприклад, за допомогою формули Брігса [16]

$$\Delta H_{ef} = 1,54 \left(\frac{F}{u \cdot u_*^2} \right)^{2/3} (H)^{1/3}, \quad (5.71)$$

де u — швидкість вітру на висоті джерела; u_* — динамічна швидкість вітру.

Параметр F визначається за співвідношенням

$$F = \frac{g}{T_u} \omega \frac{D^2}{4} \Delta T, \quad (5.72)$$

де g — прискорення сили тяжіння; T_u — температура газоповітряної суміші; D — діаметр устя труби; ω — швидкість виходу газопо-

вітряної суміші; ΔT – перегрів газоповітряної суміші щодо навколишнього повітря.

Якщо взяти $u_* = 0,33 \text{ м/с}$, що відповідає середньому значенню динамічної швидкості на території великого міста, то розрахунки за співвідношеннями (5.70)–(5.72) дають для підприємства №8 $\Delta H_{ef} = 248 \text{ м}$. Отже, ефективна висота джерела складає 368 м.

Таблиця 5.12 – Результати оптимізації режиму роботи підприємств

Номер підприємства	C_m	$\bar{\theta}$	Стратегія 1 ($q_s \leq q_p + \delta$)			Стратегія 2 ($q_s < q_s$)		
			$\frac{\Delta\theta}{\theta}, \%$	$\Delta\mu$	$\frac{\Delta\mu}{\mu}, \%$	$\frac{\Delta\theta}{\theta}, \%$	$\Delta\mu$	$\frac{\Delta\mu}{\mu}, \%$
1	0,312	12,156	0,00	0,00	0,0	0,00	0,00	0,0
2	0,074	1,238	1,51	17,89	73,3	1,17	42,8	13,95
3	0,495	3,581	0,08	2,3	0,86	2,1	0,12	3,4
4	0,086	1,295	0,00	0,00	0,0	0,90	70,0	12,1
5	0,268	2,561	1,59	38,3	14,86	58,7	0,51	12,2
6	0,387	3,591	0,70	16,3	5,93	14,5	0,17	3,9
7	0,980	3,010	0,38	11,4	4,30	14,3	0,07	2,0
8	0,763	161,367	0,00	0,00	0,0	0,00	0,0	0,00
9	0,064	0,277	3,29	92,1	17,81	85,3	0,50	14,2
10	0,312	7,218	1,58	18,0	19,11	24,7	0,03	0,5
11	1,239	6,493	0,00	0,00	0,0	0,00	0,0	0,00

Підприємство №1, навпаки, має ΔH_{ef} усього 22 м, оскільки температура газоповітряної суміші складає лише 30 °С. Точка максимуму концентрації, обумовлена викидами цього підприємства, знаходиться на відстані 520 м від джерела, тобто в межах його санітарно-захисної зони. Воно виключається з процесу регулювання, оскільки має велику відносну питому вартість продукції ($C = 0,13$; $P = 5,063$).

Підприємство №4 також характеризується великою відносною питомою вартістю продукції і має найменшу серед розглянутих підприємств потужність викиду. Нарешті, підприємство №11 має велику відносну питому вартість продукції (табл. 5.11).

З вищесказаного випливає, що добір «керуючою системою» об'єктів регулювання не є випадковим. Для інших «регульованих» підприємств, що мають меншу вартість продукції, одержані значення концентрацій у точках максимуму, які забезпечують плановане поле

концентрацій при стратегіях 1 і 2 і відповідні їм технологічні параметри підприємств (5.3). Останні включають потужність викиду, витрати і перегрів газоповітряної суміші. У табл. 5.12 указується, наскільки необхідно зменшити технологічні параметри кожного підприємства при різних стратегіях. Видається, що зменшення технологічних параметрів можна здійснити тільки за рахунок зменшення потужності викиду, оскільки і температура, і витрата газоповітряної суміші визначаються умовами технології виробництва. Якщо прийняти ці умови, то з рівності (6.22) випливає, що зменшення технологічного параметра $\Delta\theta$ таким чином пов'язано зі зменшенням потужності викиду

$$\Delta M_i = (\omega_i \Delta T_i)^{\frac{1}{3}} \Delta\theta_i \left(i - \overline{1, K} \right). \quad (5.73)$$

У табл. 5.13 наводяться значення абсолютного і відносного зменшення потужності викиду кожного підприємства для стратегій 1 і 2. Видно, що для досягнення поля концентрацій при стратегії 1 необхідно приблизно на 2/3 скоротити викиди підприємства №2, трохи більше ніж на половину – підприємства №5; більш ніж на 80 % – підприємства №9, майже на чверть – підприємства №10, більш ніж на 14 % – підприємства №6 і 7.

Таблиця 5.13 – Порівняльна оцінка двох методів регуляризації (стратегія 2)

Номер підприємства	Параметр θ	
	регуляризація 1	регуляризація 2
1	12,156	12,156
2	1,570	1,611
3	3,540	3,545
4	0,392	0,353
5	3,644	0,663
6	4,126	4,135
7	3,327	3,331
8	161,367	161,367
9	3,058	3,062
10	8,762	8,767
11	6,493	6,493

Якщо як верхню межу задовільних результатів взяти Q_s , то це досягається значним ослабленням обмежень, які накладаються на технологічні параметри підприємств. Однак і в цьому випадку більш ніж на 50 % необхідно зменшити викиди підприємства №2 і більш ніж на 80 % – підприємства №4, яке при здійсненні «стратегії 1» входило до числа нерегульованих підприємств.

Цікавим є порівняння результатів оптимального регулювання режиму викидів підприємств з отриманими у розділі 6 значеннями коефіцієнтів участі підприємств у забрудненні атмосферного повітря сірчистим газом. Воно показує, що підприємства, які виключаються з процесу регулювання при стратегії 1, мають менші в порівнянні з іншими підприємствами значення коефіцієнтів участі. Деяка розбіжність спостерігається лише для підприємства №3.

Варто помітити, що загальне зменшення викидів в атмосферу міста при реалізації стратегії 1 складає 80,8 г/с (7,38 т/р), а при реалізації стратегії 2 – 37,7 г/с (3,23 т/р). Число ітерацій при реалізації стратегії 1 склало 3481 ($\lambda = 0,001$, $\mu = 0,001$), а при реалізації стратегії 2 – 3317 ($\lambda = 0,003$, $\mu = 0,38$).

Описані вище результати числового експерименту відносяться до методу регуляризації, результатом якої є система лінійних рівнянь (5.51) з коефіцієнтами (5.52) і правими частинами (5.53). Вище викладається й інший розроблений нами метод регуляризації, який відрізняється від першого тем, що попередньо здійснюється фільтрація інформації за допомогою відомого алгоритму компонентного аналізу. В результаті одержана система рівнянь (5.61) з коефіцієнтами (5.62) і правими частинами (5.63), умовно називається «регуляризація 2». Результати числових експериментів, проведених за цим методом (структура власних векторів полів розглядалася в розділі 2) стосовно до стратегії 2 у порівнянні з першим розглянутим вище методом (регуляризація 1), подаються в табл. 5.13.

З табл. 5.13 випливає, що отримані на основі методів «регуляризації 1» і «регуляризації 2» величини розрізняються не суттєво. Однак число ітерацій при використанні рівнянь алгоритму регуляризації з попередньою фільтрацією вихідних рядів концентрацій, необхідне для одержання оптимальних величин, приблизно на порядок менше.

Результати числових експериментів дають підставу вважати, що розроблені принципи оптимального планування полів концентра-

цій інгредієнтів можуть бути покладені в основу методів управління режимом роботи промислових підприємств із метою запобігання небезпечних рівнів забруднення атмосфери. Однак при використанні розроблених моделей треба мати на увазі, що при збільшенні кількості джерел забруднення, тобто підприємств, необхідно відповідно збільшувати число лінійних обмежень. Це можна зробити шляхом збільшення розміру матриці кореляцій. Отже, виникає питання щодо інтерполяції у вузлі регулярної сітки точок концентрацій інгредієнта, вимірюваного на мережі КВП. Методи інтерполяції відомі (поліноміальна, оптимальна, сплайн-інтерполяція). Однак для того, щоб одержати достовірні значення концентрації у вузлах регулярної сітки точок, необхідно істотно збільшити число КВП і розмістити їх так, щоб вони більш-менш рівномірно висвітлювали стан атмосфери на території всього міста, а не згруповувалися, як наприклад в Одесі, у районах, прилеглих до центральної частини міста. Крім того, необхідно мати дані, які характеризують дисперсію потужності викидів, витрати і перетріву газоповітряної суміші, реальні дані стосовно вартості продукції кожного підприємства тощо.

РОЗДІЛ 6

Оцінка відносного внеску викидів підприємств у забруднення атмосферного повітря

6.1 Постановка задачі

Якість оточуючого природного середовища суттєво впливає на розвиток суспільства. Найбільш складно забезпечувати й зберігати відповідну якість природного середовища, у тому числі й атмосферного повітря, у великих антропогенно навантажених населених місцях. Як зазначалося у попередніх розділах, для відслідкування стану атмосферного повітря створюються системи моніторингу, до складу яких входять засоби, що дають можливість виконувати контактні й дистанційні спостереження. Але такі системи існують в Україні лише у декількох великих містах. Крім того, існуючі системи моніторингу, як відзначало у попередніх розділах, не можуть задовільно забезпечити фактичною інформацією розглянуті у тих розділах задачі діагностики, прогнозування й організації природоохоронних стратегій, важливою з яких є стратегія регулювання антропогенного навантаження при несприятливих метеорологічних умовах розсіювання шкідливих домішок у граничному шарі атмосфери. Тому найважливішими задачами екологічних досліджень є виявлення джерел забруднення, які створюють найбільшу небезпеку, а також оцінка емісійних параметрів цих джерел. Активні пошуки ефективних методів для розв'язання цієї задачі проводяться у багатьох країнах [1-9].

Методики, які розглядаються, можливо умовно розділити на дві групи. Перша з них базується на гідродинамічних моделях опису поширення домішок в граничному шарі атмосфери. В основу другої покладено фізико-статистичні методи.

Цікавою постановкою задачі виявлення джерел забруднення й оцінки інтенсивності емісії домішок цими джерелами характеризується робота В.В. Пененко і Є.А. Цветковой [9]. Зупинимось на короткому її огляді.

Процес переносу й трансформації в атмосфері забруднюючих домішок у газовому й аерозольному станах описується рівнянням

$$L_{\phi} = \frac{\partial \phi}{\partial t} + \text{div} \pi (\phi, u - \mu \text{grad} \phi_i) + \pi(S \phi) - f_i(x, t) = 0, \quad (6.1)$$

де $\phi = \{\phi(x, t), i = \overline{1, n}\} \in Q(D_i)$ – вектор-функції стану, який описує концентрації домішок в області $D_i = D \times [0, \overline{t}]$; $f = \{f_i(x, t), i = \overline{1, n}\}$ – функція джерел; $u = (u_1, u_2, u_3)$ – вектор швидкості вітру (у u_3 враховується швидкість гравітаційного осідання домішок); $\mu_i = (\mu_1, \mu_2, \mu_3)_i$ – коефіцієнти турбулентного обміну для субстанції ϕ_i у напрямку координат $x = \{x_i\}$, $i = \overline{1, 3}$; вигляд функції π визначається структурою вертикальної координати в області D ; $S(\phi)$ – нелінійний матричний оператор, який описує локальні процеси трансформації відповідних субстанцій.

Функція джерела домішок $f_i(x, t)$ визначається рівнянням

$$f_i(x, t) = \sum_{k=1}^{K_i} Q_{ik} (1 - e_{ik}) p_{ik}(x, t). \quad (6.2)$$

У ньому Q_{ik} – потужність джерел; $\omega_{ik}(x, t)$ – конфігурація джерел; K_i – кількість джерел i -тої домішки; e_{ik} – параметри регулювання джерел.

Задача розв'язується при початкових і граничних умовах

$$\phi(x, 0) = \phi^0(x), \quad (\phi) \in D; \quad R_b(\phi - f_{bi}) = 0; \quad (x, t) \in \Omega, \quad (6.3)$$

де $\phi^0(x)$ – апіорна оцінка стану системи при $t = 0$; R_b – оператори граничних умов; f_b – функції джерел на межах Ω , області D_i .

У рівнянні (6.1) закладається гідродинамічний фон, який відзначається параметрами u_i, μ_i, π . Цей фон визначається шляхом розрахунків за допомогою моделей гідродинаміки атмосфери. При цьому реалізуються методи спряжених операторів Г.І. Марчука [4].

У роботі запропонований ряд функціоналів узагальнених характеристик процесів і моделей, а саме: моделі спостережень, які передбачають можливість використовувати всю доступну інформацію від різних контактних і дистанційних систем спостережень; функціонали для представлення результатів спостережень; функціонали для з'ясування даних, функціонали для врахування обмежень. Технологія моделювання будується на основі лінеаризованих моделей процесів і функціоналів, що у кінцевому результаті приводить задачу стосовно вектора функцій джерел f до системи лінійних рівнянь, яка у матричній формі має вигляд:

$$\Gamma f = \psi, \quad (6.4)$$

де $\Gamma = \left\{ \Gamma_{\alpha} (x, t) \in R_N \right\}$ ($\alpha = \overline{1, M}$) являє собою прямокутну матрицю розміру $(M \times N)$, де M – кількість вимірювальних пунктів, N – кількість компонент у вектор-рядках функцій чутливості й у векторах-стовбцях функцій джерел, визначених у вузлах ґраткової області D'' ; φ – вектор значень функціонала результатів спостережень, яким за допомогою функцій чутливості цих функціоналів описується просторово-часова динаміка взаємодій типу рецептор–джерело.

Якщо система рівнянь (6.4) є перевизначеною, тобто $M > N$ (кількість спостережень більша, ніж кількість шуканих параметрів джерел), то її розв'язання можна здійснити за допомогою лівої трансформації Гаусса [10]. Тоді система розв'язків задачі зводиться до розв'язання системи рівнянь:

$$\Gamma' V \Gamma f = \Gamma' V \psi, \quad (6.5)$$

де V – діагональна матриця вагових коефіцієнтів з додатними елементами, яка впроваджується з урахуванням апріорної інформації для покращення обумовленості задачі.

Якщо система (6.4) недовизначена, тобто коли $M < N$, розв'язок отримується за допомогою правої трансформації Гаусса [10]

$$\Gamma \Gamma' X = \psi, \quad f = \Gamma' X, \quad (6.6)$$

де $\Gamma \Gamma' \equiv H$ – невід'ємно визначена $(M \times M)$ матриця Грама для сукупності векторів $\Gamma_{\alpha} (x, t)$; $X \in R_M$ – розв'язок допоміжної задачі.

Аналіз матриці Грама дає додаткову інформацію про функції чутливості як про елементи векторного простору.

Запропонована модель виявлення джерел забруднення й оцінки емісії добре фізично обумовлена й характеризується застосуванням сучасних математичних моделей, які описують процеси поширення домішок в атмосфері. Але вона має вигляд лише загальної постановки задачі. Крім того, у моделі передбачається наявність системи спостережень, яка, на жаль, відсутня у більшості промислових центрів України. Для отримання гідродинамічного фону потрібно буде розв'язувати відповідну задачу мезомасштабного характеру зі застосуванням принципу телескопізації, а також параметризації підтримкових процесів, що

ще збільшує громіздкість і складність реалізації моделі. Тому доцільно розглянути більш спрощені фізико-статистичні підходи.

Насамперед, введемо для характеристики внеску у загальне забруднення атмосферного повітря j -тою домішкою i -тим джерелом функцію Π_{ij} , яку будемо називати коефіцієнтом участі у забрудненні. Визначення цього коефіцієнта дуже важливе при вирішенні задачі оптимального планування рівня забруднення атмосфери при несприятливих метеорологічних умовах. З урахуванням цього коефіцієнта визначаються підприємства, які повинні включатися до моделей регулювання їхнього антропогенного навантаження (розділ 5).

Будемо вважати, що джерела забруднення стаціонарні, а перелік їх відомий.

Розглянемо методи визначення коефіцієнта для двох випадків:

- у місті відсутня система моніторингу за забрудненням атмосферного повітря;
- у місті здійснюється контроль за рівнем забруднення атмосферного повітря.

6.2 Оцінка коефіцієнта участі джерела у забрудненні атмосфери міста у випадку відсутності моніторингу

Будемо вважати, що у місті знаходиться k джерел шкідливої домішки, положення яких задано в прямокутній системі координат. Нехай при деякому напрямку вітру під факел i -того підприємства потрапляє n об'єктів з різними показниками відносної небезпеки забруднення повітря σ_j . Їхні значення наведені у табл. 6.1.

Таблиця 6.1 – Значення показника відносної небезпеки забруднення атмосферного повітря над територіями різних типів [11]

№ п/п	Тип забрудненої території	σ
1.	Курорти, санаторії, заповідники, заказники	10
2.	Приміські зони відпочинку, садові і дачні кооперативи і товариства	8
3.	Населені міста з густотою населення n , чол/га	0,1 n
4.	Території промислових підприємств	4

№ п/п	Тип забрудненої території	σ
5.	Ліси: 1 група; 2 група; 3 група	0,2 0,1 0,025
6.	Рілля: - південні зони південніше за 50° півн.ш. - інші райони	0,25 0,15
7.	Сади, виноградники	0,1
8.	Пасовища, косовиці	0,05

Якщо концентрація інгредієнта в районі j -того об'єкта за рахунок забруднення атмосфери викидами i -того підприємства дорівнює C_{ij} , тоді можна визначити функцію безпеки забруднення j -того об'єкта викидами i -того підприємства у вигляді

$$\Omega_{ij} = C_{ij} \cdot \sigma_{ij} \quad (6.7)$$

Сумарна функція безпеки для всіх об'єктів що знаходяться під впливом викидів i -того підприємства, дорівнює

$$\Omega_i = \sum_{j=1}^n C_{ij} \sigma_{ij} \quad (6.8)$$

Якщо припустити, що концентрації інгредієнта в атмосферному повітрі над розглянутим районом формуються викидами ще й інших джерел, то загальна функція безпеки визначається рівністю

$$\Omega = \sum_{i=1}^k \Omega_i, \quad (6.9)$$

або

$$\Omega = \sum_{i=1}^k \sum_{j=1}^n C_{ij} \cdot \sigma_{ij} \quad (6.10)$$

Неважко зробити попередню оцінку того, які об'єкти при даному напрямку вітру можуть виявитися під впливом викидів k джерел. Наприклад, якщо вітер має північно-західний напрямок, то в область небезпеки повинні бути включені всі об'єкти, розташовані в секторі від північно-східного до південно-західного напрямку. Подальше уточ-

нення здійснюється після розрахунку концентрацій C_{ij} у районі кожного j -того об'єкта, обумовлених викидами кожного i -того джерела.

Таким чином, коефіцієнт участі v -того підприємства в забрудненні атмосфери регіону може бути визначений таким чином:

$$\tilde{\eta}_v = \frac{1}{\Omega} \sum_{j=1}^n C_{vj} \cdot \sigma_{vj} \quad (6.11)$$

Концентрації інгредієнтів C , створювані викидами одиничного джерела в деякій точці з координатами (x, y, z) , можуть бути знайдені шляхом числового інтегрування стаціонарного рівняння атмосферної дифузії

$$U \frac{\partial C}{\partial x} - W \frac{\partial C}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial z} K_z \frac{\partial C}{\partial z} + \frac{\partial}{\partial y} K_y \frac{\partial C}{\partial y} - aC, \quad (6.12)$$

де U, W – горизонтальна (за напрямком вітру) і вертикальна складова швидкості вітру; k_z і k_y – вертикальний і горизонтальний коефіцієнти турбулентності; a – коефіцієнт, що визначає зміну концентрації за рахунок перетворення домішки.

Як показано в роботах [12, 13, 14], розв'язання рівняння (6.12) для точки з координатами (x_B, y_B) при напрямку вітру α має наступний вигляд:

$$C = C_m S_1(x_B, y_B, \alpha) \cdot S_2(x_B, y_B, \alpha), \quad (6.13)$$

де C_m – концентрація в точці максимуму по осі факела. Величина C_m для викидів, перерігів відносно навколишнього повітря, визначається рівняннями [14]

$$C_m = q_i \theta_i, \quad (6.14)$$

де

$$q_i = \frac{\dot{A} \cdot F \cdot m_i \cdot n_i \cdot \eta_i}{H_i^2}, \quad (6.15)$$

$$\theta_i = \frac{M_i}{(V_i \cdot \Delta T_i)^{1/3}} \quad (6.16)$$

У рівняннях (6.15) і (6.16) $\dot{A}, F, \eta$ – параметри, що характеризують турбулентну дифузію домішки, рельєф, вид інгредієнта; m, n – врахо-

вують умови виходу газоповітряної суміші з устя кожного з джерел; H – висота джерела; M – потужність викиду; V_i – витрата газоповітряної суміші; ΔT – перегрів суміші відносно навколишнього повітря.

Якщо викиди є холодними ($\Delta T \approx 0$), то, як показано в роботі [14],

$$C_m = \frac{\dot{A} \cdot F \cdot M_i \cdot n_i \cdot \eta_i}{H_i^{4/3}} \cdot K, \quad (6.17)$$

де

$$K = \frac{D_i}{8V_{li}}, \quad (6.18)$$

D – діаметр устя джерела.

З роботи [14] випливає, що

$$V_{li} = \frac{\pi D_i^2}{4} \omega_{0i}, \quad (6.19)$$

де ω_{0i} – швидкість виходу газоповітряної суміші з устя джерела викиду, діаметр якого D_i . Величини n_i і m_i визначаються наступними параметрами:

$$f_i = 10^3 \frac{\omega_{0i}^2 \cdot D_i}{H_i^2 \Delta T_i}, \quad (6.20)$$

$$\nu_{mi} = 0,65 \left[\frac{\pi D_i^2 \cdot \omega_{0i} \cdot \Delta T_i}{4 H_i} \right]^{1/3}, \quad (6.21)$$

$$\nu'_{mi} = 1,3 \frac{\omega_{0i} D_i}{H_i}, \quad (6.22)$$

$$f_e = 800 (\nu'_{mi})^3, \quad (6.23)$$

$$m_i = \frac{1}{0,67 + 0,1\sqrt{f} + 0,34\sqrt[3]{f}} \quad \text{при } f < 100 \quad (6.24)$$

$$n_i = 0,532 \omega_{mi}^2 - 2,13 \omega_{mi} + 3,13 \quad \text{при } 0,5 < \nu_{mi} < 2,0. \quad (6.25)$$

Якщо $\nu_{mi} \geq 2$, то $n_i = 1$, коли $\nu_{mi} < 0,5$, то $n_i = 4,4 \omega_{mi}$.

При $f \geq 100$ параметр m_i визначається за формулою

$$m_i = \frac{1,47}{f_i^{1/3}}. \quad (6.26)$$

Позначимо через l_{mi} відстань від джерела, розташованого в точці $A(x_\lambda, y_\lambda)$, до точки максимуму концентрації $M(x_m, y_m)$. Ця відстань апроксимується рівнянням [14]

$$l_{mi} = \frac{5-F}{4} H_i \delta_i \cdot 10^{-3}, \quad (6.27)$$

де δ_i – безрозмірна величина, що визначається при $f < 100$ наступними залежностями:

$$\delta_i = 2,48 \left(1 + 0,28 \sqrt[3]{f_i} \right) \quad \text{при } \nu_{mi} \leq 0,5, \quad (6.28)$$

$$\delta_i = 4,95 \omega_{mi} \left(1 + 0,28 \sqrt[3]{f_i} \right) \quad \text{при } 0,5 < \nu_{mi} \leq 2, \quad (6.29)$$

$$\delta_i = 7 \sqrt[3]{\omega_{mi}} \left(1 + 0,28 \sqrt[3]{f_i} \right) \quad \begin{array}{l} \text{при } \nu_{mi} > 2, \\ \text{при } f \geq 100, \Delta T \approx 0 \end{array} \quad (6.30)$$

$$\delta_i = 5,7 \quad \text{при } \nu'_{mi} \leq 0,5, \quad (6.31)$$

$$\delta_i = 11,4 \omega'_{mi} \quad \text{при } 0,5 < \nu'_{mi} \leq 2, \quad (6.32)$$

$$\delta_i = 16 \sqrt[3]{\omega'_{mi}} \quad \text{при } \nu'_{mi} > 2. \quad (6.33)$$

Знаючи модуль радіуса-вектора точки максимуму концентрації (6.27) і напрямок вітру α у шарі атмосфери, товщина якого дорівнює ефективній висоті джерела, можна знайти складові радіуса-вектора, що цілком визначають положення точки максимуму концентрації в обраній системі координат (x, y). Складові радіуса-вектора точки максимуму концентрації інтегруєнта на осі сліду факела знаходяться за формулами

$$l_{xmi} = -l_{mi} \cdot \sin \alpha, \quad (6.34)$$

$$l_{ymi} = -l_{mi} \cdot \cos \alpha. \quad (6.35)$$

Якщо координати i -того джерела (x_{Ai}, y_{Ai}) відомі, то координати точки максимуму можна знайти за допомогою співвідношень

$$x_{m_i} = x_{Ai} + l_{x_{m_i}} \quad (6.36)$$

$$y_{m_i} = y_{Ai} + l_{y_{m_i}} \quad (6.37)$$

Позначимо через d відстань від точки $B(x_b, y_b)$, у якій розташовується об'єкт впливу, по перпендикуляру до осі факела, що поширюється від джерела в точці А. Відстань між джерелом і основою цього перпендикуляра позначимо через l . Тоді, як показано в роботі [14],

$$S_1 = 3 \left(\frac{l}{l_m} \right)^4 - 8 \left(\frac{l}{l_m} \right)^3 + 6 \left(\frac{l}{l_m} \right)^2 \quad \text{при } \frac{l}{l_m} \leq 1, \quad (6.38)$$

$$S_1 = \frac{1,13}{0,13 \left(\frac{l}{l_m} \right)^2 + 1} \quad \text{при } 1 \leq \frac{l}{l_m} \leq 8. \quad (6.39)$$

Якщо $\frac{l}{l_m} < 8$, а $F \leq 1,5$, то

$$S_1 = \frac{\frac{l}{l_m}}{\frac{l}{l_m}^2 - 35,2 \left(\frac{l}{l_m} \right) + 120}. \quad (6.40)$$

У випадку, коли при $\frac{l}{l_m} < 0$, параметр $F > 1,5$

$$S_1 = \frac{1}{0,1 \left(\frac{1}{l_m} \right)^2 - 2,47 \left(\frac{l}{l_m} \right) - 17,8}. \quad (6.41)$$

Якщо розглядається випадок наземних чи низьких джерел ($H < 10$ м), то при $\frac{l}{l_m} < 1$ у формулі (6.13) замість S_1 необхідно підставити величину S'_1 , обумовлену співвідношенням

$$S'_1 = 0,125(10 - H) + 0,125(H - 2)S_1. \quad (6.42)$$

Для розрахунку функції S_2 необхідно попередньо знайти величину τ , що залежить від відстаней d і l , таким чином:

$$\tau = \frac{u \cdot d^2}{l^2} \quad \text{при } u < 0,5 \text{ м/с}, \quad (6.43)$$

$$\tau = \frac{5 \cdot d^2}{l^2} \quad \text{при } u \geq 5 \text{ м/с}. \quad (6.44)$$

Тоді функція S_2 має наступний вигляд [14]:

$$S_2 = \frac{1}{(1 + 5\tau + 12,8\tau^2 + 17\tau^3 + 45\tau^4)^2}. \quad (6.45)$$

Таким чином, усі величини, що входять у рівність (6.11), можуть бути знайдені із співвідношень (6.13)-(6.45), якщо відомі відстані l і d .

Визначимо прямокутну систему координат так, щоб вісь x проходила з півдня на північ, а вісь y — із заходу на схід. Тоді координати джерела (x_A, y_A) і координати об'єктів (x_B, y_B) стають визначеними. Позначимо через β кут між віссю y і напрямленим відрізком АВ. Оскільки кінці відрізка АВ задані своїми координатами, то кут β визначається співвідношенням

$$\beta = \pi - \arctg \frac{x_B - x_A}{y_B - y_A}. \quad (6.46)$$

Оскільки напрямок вітру α відомий, можна визначити кут γ між віссю сліду факела від джерела і напрямленим відрізком АВ. Він дорівнює

$$\gamma = \alpha - (180 + \beta). \quad (6.47)$$

Отже, відстані l і d можуть бути за формулами

$$l = \left[(x_B - x_A)^2 + (y_B - y_A)^2 \right]^{1/2} |\cos \gamma|, \quad (6.48)$$

$$d = \left[(x_B - x_A)^2 + (y_B - y_A)^2 \right]^{1/2} \sin \gamma. \quad (6.49)$$

Коефіцієнт участі підприємства в забрудненні атмосфери (6.11) відноситься до деякого μ -того напрямку переносу. Оскільки роза вітрів для кожного промислового міста відома, неважко знайти значення середньорічного коефіцієнта участі підприємства в забрудненні атмосферного повітря η . Він визначається як

$$\eta'_{\mu} = \sum_{\mu=1}^m \eta_{\mu}(\mu) p_{\mu}, \quad (6.50)$$

де P_{μ} – імовірність μ -того напрямку вітру.

6.3 Оцінка коефіцієнта участі підприємства в забрудненні атмосфери міста при здійсненні моніторингу

Розглянемо вектор випадкових складових відхилень концентрацій інгредієнта від середнього значення

$$\Delta q' = (\Delta q_1, \Delta q_2, \dots, \Delta q_L), \quad (6.51)$$

де

$$\Delta q_i = q_i - \bar{q}_i, \quad (6.52)$$

L – число КВП вимірювальної мережі міста.

Представимо поле інгредієнта розкладанням у деякому ортогональному базисі. Воно має вигляд

$$\beta = U' \cdot \Delta q. \quad (6.53)$$

У рівності (6.53) $\beta' = (\beta_1, \beta_2, \dots, \beta_L)$ – вектор випадкових компонентів полів (штрих, як і раніше, позначає операцію транспонування).

Запишемо в матричному вигляді систему рівнянь регресії, що пов'язують концентрації інгредієнта на КВП із концентраціями в точках максимуму

$$\Delta q = A \cdot \Delta C, \quad (6.54)$$

де A – матриця коефіцієнтів регресії розміру $L \times k$ (k – число джерел); ΔC – k -вимірний вектор відхилень концентрацій інгредієнта в точках максимуму від середнього значення. Неважко показати, що

$$A = \sigma_q R \sigma_{C_q}^{-1}, \quad (6.55)$$

де σ_q – діагональна матриця розміру $L \times L$ середніх квадратичних відхилень концентрацій інгредієнта на КВП; $\sigma_{C_q}^{-1}$ – обернена матриця від

діагональної матриці середніх квадратичних відхилень концентрацій інгредієнта в точках максимуму; R – матриця розміром $L \times k$, елементи якої являють собою кореляції між концентраціями інгредієнта на КВП і в точках максимуму. (Методика їхнього розрахунку за відомими координатами КВП і точкам максимуму C_m міститься в розділі 5).

Отже, з урахуванням рівностей (6.54) і (6.55), рівняння (6.53) можна записати таким чином:

$$\beta = U' \sigma_q R \sigma_{C_m}^{-1} \Delta C_m. \quad (6.56)$$

Знайдемо дисперсії D_v випадкових коефіцієнтів розкладання полів концентрацій у базисі U . Позначивши через M операцію математичного очікування і через D – діагональну матрицю зазначених дисперсій, маємо

$$D = M[\beta \beta'] = \sigma_q U' R \sigma_{C_m}^{-1} M[\Delta C_m \Delta C_m'] \sigma_{C_m}^{-1} R' U. \quad (6.57)$$

Якщо, як і раніше, взяти гіпотезу про некорельованість концентрацій у точках максимуму, то будемо мати

$$M[\Delta C_m \Delta C_m'] = \sigma_{C_m}^2, \quad (6.58)$$

де $\sigma_{C_m}^2$ – діагональна матриця дисперсій концентрацій інгредієнта в точках максимуму. Очевидно,

$$\sigma_{C_m}^{-1} \cdot \sigma_{C_m}^2 \cdot \sigma_{C_m}^{-1} = E, \quad (6.59)$$

де E – одинична матриця.

Добуток матриць

$$\sigma_q \cdot R \cdot R' \cdot \sigma_q = K \quad (6.60)$$

являє собою симетричну матрицю порядку $L \times L$, елементи якої K_{ij} визначаються співвідношенням

$$K_{ij} = \sigma_i \sigma_j \sum_{v=1}^k r_{iv} r_{jv}. \quad (6.61)$$

З урахуванням рівностей (6.59), (6.60) і (6.61) рівняння (6.57) набуває наступного вигляду:

$$D = U' \cdot K \cdot U. \quad (6.62)$$

Воно означає, що ортогональна матриця U і приводить симетричну матрицю K до діагональної матриці D . Таку властивість, як відомо, має матриця власних векторів симетричної матриці K . Діагональні елементи D_v матриці D у цьому випадку є власними числами матриці K . Отже,

$$D_v = U'_v \cdot K \cdot U_v, \quad (6.63)$$

де U_v – v -тий власний вектор матриці K ; D_v – відповідне йому власне значення.

Величини D_v мають сенс дисперсії v -того випадкового компонента поля β_v , а

$$\sigma^2 = \text{diag} D = \sum_{v=1}^L D_v \quad (6.64)$$

сумарної дисперсії поля концентрацій. Якщо в рівність (6.64) підставити співвідношення (6.63) і перейти до координатної форми, то будемо мати

$$\sigma^2 = \sum_{v=1}^k \sum_{k=1}^L \sum_{i=1}^L U_{ik} U_{jk} \sigma_{qi} \sigma_{qj} r'_N, \quad (6.65)$$

або

$$\sigma^2 = \sum_{v=1}^k \chi_v, \quad (6.66)$$

де

$$\chi_v = \sum_{k=1}^L \sum_{i=1}^L \sum_{j=1}^L U_{ik} U_{jk} \sigma_{qi} \sigma_{qj} r'_N, \quad (v = \overline{1, k}), \quad (6.67)$$

де k – число джерел, викиди яких формують поле концентрацій інгредієнта.

Таким чином, параметр χ_v характеризує частину сумарної дисперсії полів, обумовлену викидами v -того джерела, а параметр

$$\eta_v = \frac{1}{\sigma^2} \chi_v \quad (6.68)$$

є відносним внесок цього підприємства у формування полів концентрації інгредієнта, або, інакше кажучи, коефіцієнт участі підприємства в забрудненні атмосфери міста цим інгредієнтом.

Умови розсіювання домішок в атмосфері, а як наслідок, формування особливостей полів концентрації інгредієнтів, визначаються станом граничного шару атмосфери. Він, у свою чергу, залежить від характеру атмосферних процесів. Отже параметри, що містяться в рівності (6.68), повинні, як уже зазначалося вище, визначатись для конкретних типів атмосферних процесів. Таким чином, визначений з рівності (6.68) коефіцієнт участі джерела в забрудненні атмосфери міста інгредієнтом відноситься до μ -того типу процесів. Якщо відомі імовірності m типів атмосферних процесів у даному регіоні P_μ , то можна знайти деякий осереднений коефіцієнт участі η_v за наступним співвідношенням

$$\eta_v = \sum_{\mu=1}^m \eta_v (\mu) P_\mu. \quad (6.69)$$

6.4 Приклад розрахунку відносного внеску викидів підприємства в забруднення атмосфери міста

Розглянемо спочатку випадок, коли на території міста є мережа КВП, що задовольняє відповідні вимоги. При проведенні числового експерименту як вихідну розглянемо ситуацію, коли поля концентрації інгредієнта (наприклад, SO_2) формуються під впливом 11 підприємств міста, характеристики яких містяться в табл. 6.2. Поля задаються значеннями концентрацій на восьми КВП вимірювальної мережі міста.

Відповідно до алгоритму, представленому в підрозділі 6.3, необхідно, насамперед, побудувати матрицю

$$R = R \cdot R', \quad (6.70)$$

де R – матриця порядку $L \times k$, елементами якої, як уже зазначалося, є кореляції між концентраціями інгредієнта на КВП і в точках максимуму концентрацій на осях слідів факелів.

Матриця R розраховується за апроксимативними формулами – поліномами третього степеня. Алгоритм розрахунку параметрів моделі наводиться в розділі 5. Координати точок максимуму концентрацій визначаються з формул (6.36), (6.37).

Як випливає з рівності (6.70), матриця квадратна і має порядок 8×8 . Крім того, вона є симетричною матрицею. Її елементи представлені в табл. 6.3.

Далі розраховується матриця K порядку 8×8 за співвідношенням

$$K = \sigma_q \cdot R \cdot \sigma_q, \quad (6.69)$$

де σ_q — діагональна матриця середніх квадратичних відхилень концентрацій інгредієнта на КВП. Симетрична матриця K приведена в табл. 6.4.

Таблиця 6.2 — Характеристики джерел викиду забруднюючої речовини (SO_2)

Номер підприємства	Характеристики джерел					
	$M, \text{г/с}$	$\omega, \text{м/с}$	$T, ^\circ\text{C}$	$H, \text{м}$	$D, \text{м}$	$\bar{y}$
1	83,00	10,61	30,0	47,00	1,80	3,7
2	24,20	2,35	292,0	45,00	1,75	4,0
3	40,61	9,23	147,5	31,40	1,00	4,5
4	14,09	6,61	194,6	43,92	1,52	4,6
5	25,30	1,33	170,0	30,00	2,10	5,0
6	41,01	7,45	117,0	33,52	0,92	5,1
7	30,07	5,79	120,0	18,45	1,57	5,2
8	1583,70	6,89	137,2	120,00	5,78	7,0
9	2078	5,84	34,4	19,00	0,94	7,9
10	77,39	4,26	160,0	50,0	1,80	8,7
11	32,00	11,97	10,0	15,00	0,81	12,9
						30,9

Таблиця 6.3 — Елементи матриці R

	1	2	3	4	5	6	7	8
1	3,48	3,99	4,05	4,28	3,89	4,14	0,83	3,73
2	3,99	4,62	4,75	5,06	4,58	4,85	0,87	4,33
3	4,05	4,75	4,95	5,30	4,79	5,02	0,80	4,46
4	4,28	5,06	5,30	5,73	5,16	5,40	0,75	4,77
5	3,89	4,58	4,79	5,16	4,66	4,88	0,72	4,32
6	4,14	4,85	5,02	5,40	4,88	5,15	0,79	4,56
7	0,83	0,87	0,80	0,75	0,72	0,79	0,39	0,78
8	3,73	4,33	4,46	4,77	4,32	4,56	0,78	4,07

Таблиця 6.4 — Елементи матриці K

	1	2	3	4	5	6	7	8
1	0,080	0,010	0,012	0,014	0,012	0,013	0,001	0,009
2	0,010	0,012	0,016	0,018	0,015	0,016	0,001	0,012
3	0,012	0,016	0,021	0,024	0,020	0,021	0,001	0,016
4	0,014	0,018	0,024	0,029	0,024	0,025	0,001	0,018
5	0,012	0,015	0,020	0,024	0,020	0,021	0,001	0,015
6	0,013	0,016	0,021	0,025	0,021	0,022	0,001	0,016
7	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001
8	0,009	0,012	0,016	0,018	0,015	0,016	0,001	0,012

Розв'язок повної проблеми власних значень для матриці K дає вектор власних значень

$$D = (0,12200; 0,00015; 0,00011; 0,00003; 0,0; 0,0; 0,0; 0,0).$$

Власні значення з п'ятого і по восьме мають порядок 10^{-6} і менше.

Відповідна їм матриця власних векторів U_i ($i = 1, 8$) наведена в табл. 6.5. У ній кожен власний вектор заданий відповідним стовпцем.

Таблиця 6.5 — Координати власних векторів U_i симетричної матриці K

	1	2	3	4	5	6	7	8
1	0,246	0,565	0,119	-0,059	-0,116	-0,274	-0,690	-0,192
2	0,312	0,354	-0,008	-0,167	-0,158	-0,089	0,577	-0,519
3	0,413	-0,016	-0,593	-0,479	0,214	-0,318	0,077	0,308
4	0,485	-0,486	-0,064	-0,048	-0,586	0,336	-0,252	-0,055

1	2	3	4	5	6	7	8
5	0,401	-0,235	-0,156	0,607	0,579	-0,081	-0,093
6	0,422	-0,008	0,670	-0,283	0,406	0,252	0,045
7	0,029	0,449	-0,375	0,167	0,119	0,745	-0,082
8	0,311	0,249	0,128	0,510	-0,351	-0,279	0,321
							0,510

Ортогональне перетворення симетричної матриці K за допомогою матриці власних векторів приводить її до діагональної матриці D , відмінними від нуля елементами якої є наведені вище власні значення.

Оскільки елементи матриці R , U , σ_q відомі, можна за допомогою співвідношень (6.65) і (6.66) визначити величини χ_v , а також η , ($v = 1, 11$). Останні і являють собою коефіцієнти участі підприємств у формуванні полів концентрації SO_2 в атмосфері міста при північних і північно-західних переносах повітряних мас (4 тип процесу). Їхні значення, а також частки сумарної дисперсії полів концентрації інгредієнта, що відносяться до кожного підприємства χ_v , представлені в табл. 6.6. З неї випливає, що найбільший внесок у забруднення атмосфери міста при північних і північно-західних переносах повітряних мас вносять підприємства №№ 2, 3, 5, 6, 7, 9 (10 і більше відсотків від сумарного внеску). З іншого боку, підприємства 1, 4, 8, 11 характеризуються порівняно невеликими коефіцієнтами участі.

Коефіцієнти η , дають можливість оцінити внесок у середньому кожного з підприємств у формування полів концентрацій інгредієнтів при даному типі атмосферних процесів. Однак вони не враховують характер об'єкта, на який впливають викиди відповідного підприємства. Врахування цього фактора може бути здійснене за допомогою методу, описаного в підрозділі 6.2.

Таблиця 6.6 – Значення коефіцієнтів участі підприємств у формуванні полів концентрацій SO_2 в атмосфері міста при Пн і Пн-Зх переносах повітряних мас

Пара-метр	Номер підприємства										
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
χ	0,0080	0,0120	0,0165	0,0090	0,0138	0,0181	0,0153	0,0084	0,0120	0,0100	0,0007
η	0,065	0,096	0,134	0,073	0,106	0,147	0,124	0,068	0,096	0,085	0,006

Проведемо числовий експеримент. За вихідні візьмемо наступні умови:

- розглядається забруднення атмосфери промислового міста сірчистим газом, що викидається трубами підприємств, які характеризуються найбільш потужними викидами. Перелік розглянутих підприємств наводиться в табл. 6.7. Технологічні характеристики підприємств є в табл. 6.2;
- передбачається, що джерела викидів безпосередньо впливають на житлові масиви міста і дві курортні зони. Положення житлових зон (об'єкти №№ 1 і 4) і курортних (об'єкти №№ 2,3) визначаються координатами їхніх центрів симетрії. Вони також наводяться в табл. 6.7;
- атмосферні умови характеризуються північно-західним вітром і швидкістю 5 м/с. Температура повітря дорівнює 0°С.

Відповідно до алгоритму, що розглядається в підрозділі 6.2 насамперед знаходяться положення точок максимуму концентрацій на сліді факела від кожного підприємства і відстані цих точок від джерел у прийнятій системі координат, а також значення концентрацій інгредієнта C_m у цих точках.

Розрахунки виконуються за формулами (6.14-6.26). Докладний перелік формул, які дозволяють одержати значення C_m при різних умовах, міститься в методиці [14]. Перераховані вище характеристики поміщені в табл. 6.7.

Коефіцієнти участі підприємств у забрудненні атмосфери містять у собі функції безпеки забруднення інгредієнта району i -того об'єкта i -тим підприємством – Ω_i . Їх можна розрахувати, якщо знайти концентрації інгредієнта в районі цього об'єкта, створювані викидами підприємства C_{ci} .

Таблиця 6.7 – Вихідні дані до числового експерименту

№ підприємства	Координати підприємства	C_m	Координати точки C_m		l_m	№ об'єкта	Координати об'єкта		σ_j
			4,0	13,6			9,0	12,0	
1	3,7	14,1	0,312	4,0	0,549	1	9,0	12,0	8
2	4,0	13,5	0,164	4,2	0,496	2	11,0	8,0	10
3	4,5	14,7	0,507	4,7	0,394	3	11,0	11,0	10
4	4,6	18,5	0,086	4,9	0,556	4	7,0	6,0	8

№ підприємства	Координати підприємства	C_m	Координати точки C_m	l_m	№ об'єкта	Координати об'єкта	σ_j
5	5,0 14,2	0,435	5,2 13,9	0,310			
6	5,1 14,1	0,463	5,3 13,8	0,333			
7	5,2 13,3	1,105	5,3 13,1	0,278			
8	7,0 17,3	0,763	7,9 15,7	1,886			

Розрахунки концентрацій проводилися за допомогою функцій (6.13), (6.38-6.45), у які як аргументи входять $l_{\square}$ – відстань по сліду факела від i -того підприємства до проекції перпендикуляра, опущеного з точки розташування об'єкта на слід факелу, і $d_{\square}$; – довжина цього перпендикуляра. Значення цих аргументів наводяться в табл. 6.8. Вони були безпосередньо використані для визначення функцій $S_{\square}$ і $S_{\square 2}$. Множення останніх на концентрації інгредієнта в точках максимуму на осі сліду факела C_m дає шукані концентрації $C_{\square}$, представлені в табл. 6.9.

Для того, щоб знайти функції $\Omega_{\square}$, необхідно помножити концентрації $C_{\square}$ на показники відносної небезпеки забруднення повітря σ_j . Як випливає з табл. 6.1, для курортів $\sigma_j = 10$, а для житлових зон $\sigma_j = 0.1 n$ (n – густина населення, людей/га). У числовому експерименті було прийнято $n = 80$ людей/га. Отже, $\sigma_{1,4}$ був взятий рівним 8.

Таблиця 6.8 – Відстань $l_{\square}$ і $d_{\square}$ (в одиницях масштабу)

№ об'єкта (j)	Номер підприємства							
	1	2	3	4	5	6	7	8
$l_{\square}$								
1	5,41	4,79	5,18	7,58	4,48	4,34	3,75	4,94
2	10,28	9,66	10,05	11,13	9,35	6,98	8,61	9,81
3	17,43	7,74	8,12	10,49	7,42	7,28	6,69	7,88
4	7,74	7,15	7,50	9,88	6,80	6,66	6,07	7,26
$d_{\square}$								
1	1,80	2,06	0,82	2,15	0,88	0,90	1,45	2,77
2	0,66	0,93	0,32	3,52	0,24	0,18	0,32	3,90
3	2,77	3,22	1,98	0,99	2,04	2,04	2,61	2,97
4	4,06	3,81	5,06	8,05	5,00	4,38	4,44	8,66

Таблиця 6.9 – Концентрації $C_{\square}$, створовані на об'єктах викидами підприємств, значення функцій $\Omega_{\square}$, $\Omega_{\square 2}$ і коефіцієнтів участі підприємства η_i

Пара-метр	Номер об'єкта	Номер підприємства							
		1	2	3	4	5	6	7	8
$C_{\square}$	1	0,001712	0,000339	0,01637	0,00071	0,008396	0,010050	0,001623	0,001334
	2	0,007641	0,00378	0,00994	0,00022	0,006453	0,011845	0,01505	0,004902
	3	0,002074	0,000538	0,00340	0,00219	0,001379	0,001706	0,00062	0,009229
	4	0,000055	0,000033	0,000006	0,000006	0,000003	0,000368	0,00001	0,000000
$\Omega_{\square}$	1	0,01370	0,00271	0,13096	0,00568	0,06717	0,08040	0,01458	0,01067
	2	0,07641	0,03780	0,0994	0,0022	0,0654	0,11840	0,15050	0,04900
	3	0,02074	0,0054	0,0340	0,0219	0,0138	0,01706	0,00620	0,09230
	4	0,00044	0,00026	0,00005	0,00001	0,00002	0,0029	0,00008	0,00000
$\Omega_{\square 2}$		0,11125	0,04618	0,26441	0,029745	0,14549	0,21885	0,17137	0,15197
		0,0976	0,0405	0,2320	0,0262	0,1277	0,1922	0,1504	0,1334

У табл. 6.9 наводяться значення функцій небезпеки забруднення $\Omega_{\text{з}}$, сумарних функцій небезпеки для всіх об'єктів, які зазнали впливу викидів i -того підприємства Ω_p , а також значення коефіцієнтів участі підприємств η_i в забрудненні атмосфери регіону при зазначених вище умовах.

З табл. 6.9 випливає, що якщо врахувати ступінь небезпеки забруднення атмосфери від функціонування об'єктів, то найбільш небезпечними з точки зору забруднення повітря SO_2 є підприємства №№ 3, 5, 6, 7 і 8, а підприємства №№ 1, 2, 4 – є найменш небезпечними. Звертає увагу той факт, що подібні тенденції для зазначених підприємств зберігаються в обох експериментах.

ЛІТЕРАТУРА

Розділ 1

1. Матвеев Л.Т. Курс общей метеорологии. Физика атмосферы. – Л.: Гидрометеиздат, 1984. – 751 с.
2. Израэль Ю.А. Экология и контроль состояния природной среды. – Л.: Гидрометеиздат, 1979. – 376 с.
3. Безуглая Э.Ю. Мониторинг состояния загрязнения атмосферы в городах. – Л.: Гидрометеиздат, 1986. – 200 с.
4. Ясенский А.Н., Боброва В.К. Зив А.Д., Красов В.И. Оптимизация пространственной структуры сети наблюдения при контроле загрязнения атмосферы города. // Труды ГГО. – 1987. – Вып. 492. – С. 13-23.
5. Ауров В.В., Гуревич А.А., Лоева И.Д. Оценка достоверности данных в системе АСКНС-АГ // Проблемы разработки автоматизированных систем наблюдений, контроля и оценки состояния окружающей среды: Тез. докл. Всесоюз. конф. – Казань. 1983. – С. 73-74.
6. РД 52.04.186-89. Руководство по контролю загрязнения атмосферы. – М.: Финансы и статистика, 1991. – 693 с.
7. Берлянд М.Е. Современные проблемы атмосферной диффузии и загрязнения атмосферы. – Л.: Гидрометеиздат, 1975. – 448 с.
8. Берлянд М.Е. О распространении атмосферных примесей в условиях города. // Метеорология и гидрология. – 1970. – Вып. 3. – С. 45-57.
9. Горшенев А.М., Коньков С.А., Полишук А.И. Некоторые результаты анализа пространственной и временной статистической структуры поля концентраций в атмосфере промышленных городов. // Труды ГГО. – 1975. – Вып. 352. – С. 93-102.
10. Артёмов В.М., Парцеф Д.П. Подходы к оценке состояния загрязнения атмосферы воздуха городов. // Труды ЦВГМО. – 1979. – № 13. – С. 19-24.
11. Гандин Л.С., Каган Р.Л. Об экономическом подходе к планированию сети метеорологических станций. // Труды ГГО. – 1967. – Вып. 208. – С. 120-131.

12. Гандин Л.С. О принципах рационального размещения сети станций. // Труды ГГО. — 1961. — Вып. 111. — С. 81-98.
13. Полищук А.И. Обоснование пространственно-временных характеристик опорной сети контроля загрязнения атмосферы. // Труды ГГО. — 1979. — Вып. 521. — С. 15-30.
14. Дроздов О.А. Метод построения сети метеорологических станций в равнинной местности. // Труды ГГО. — 1936. — Вып. 12. — С. 10-72.
15. Дроздов О.А., Шепелевский А.П. Теория интерполяции в стохастическом поле метеорологических элементов и её применение к вопросам метеорологических карт и радионализации сети. // Труды НИУ. — 1964. — сер. I. — Вып. 13. — С. 65-115.
16. Stratmann H., Rosin D. Untersuchungen ber die Bedeutung einer empirischen KenngröÙe zur Beschreibung der H ufigkeitsverteilung von SO₂-Konzentrationen in der Atmosph re. // Staub. — 1964. — Bd 24. — N 12. — S. 520-524.
17. Daganaud A., Loewenstein J. Etude de la pollution atmosphérique dans l'agglomération Parisienne entre 1962 et 1972. Electricité de France. // Atmos. Pollution. — 1973. — vol.8. — P. 95-112.
18. Sabaton C. Application des méthodes d'analyse des données à l'optimisation d'un réseau de contrôle de la pollution atmosphérique. — Bull. Dir e tud et rech., 1976 A, N 4, 136 p.
19. Дугинов Г.В., Бирман Е.А. Анализ и оценка информативности систем контроля загрязнения атмосферы. // Проблемы контроля и защиты атмосферы от загрязнения. Киев: Наукова думка, 1983. — Вып.9. — С. 14-15.
20. Rybaczuk A., Jaworowicz A. Systemy automatycznej kontroli zanieczyszczen powietrza atmosferycznego w regionach przewyslowych. // Ochrona Powietrza. — 1978. — № 9. — С. 23-27.
21. Ott W.R. Development of criteria for siting air monitoring station. // J. Air Poll. Contr. Assoc. — 1977. — 27. — № 6. — P. 543-547.
22. Seinfeld J.H. Optimal location of pollutant monitoring station in an airshed. // Atm. Environ. — 1972. — vol.6. — № 11. — P. 847-858.
23. Мбанжубухоро Э. Оптимальное размещение сети станций контроля загрязнения атмосферы в поле многих источников. // Метеорологические прогнозы. Сборник научных трудов. — С.-Пб.: Изд. РГГМИ, 1992. — Вып. 114. — С. 154-165.

24. Hougland E.S., Stephens N.T. Air pollutant monitor siting by analitical techniques. // J. Air Pollution Control Association. — 1976. — 26. — № 1. — P. 51-53.
25. Указания по расчёту рассеивания в атмосфере вредных веществ, содержащихся в выбросах предприятий. СН-369-74. — М.: Стройиздат, 1975. — 40 с.
26. Временная методика нормирования промышленных выбросов в атмосферу (расчёт и порядок разработки нормативов предельно допустимых выбросов). — М.: Изд-во стандартов, 1981. — 44 с.
27. Примак А.В. Организация автоматизированных систем сбора и обработки данных о загрязнении атмосферного воздуха. — Киев: Наукова думка, 1979. — 28 с.
28. Израэль Ю.А. и др. Экологический мониторинг и регулирование состояния природной среды. // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистемы — Л.: Гидрометеоздат, 1981. — том IV. — С. 6-19.
29. Щербань А.Н., Примак А.В., Шпилева Т.С. К выбору модели размещения периферийных станций в автоматизированных системах контроля загрязнения воздуха. // Труды ГГО. — 1984. — Вып. 477. — С. 53-59.
30. Гладских А.И., Козлов Ю.В., Комаров В.С., Горбунова М.И. Метод оптимального размещения сети контрольно-замерных станций при контроле загрязнения воздуха промышленного города. // Проблемы контроля и защиты атмосферы от загрязнения. — К.: Научная мысль, 1981. — Вып. 7. — С. 16-24.
31. Примак А.В., Григорьева К.В., Поляков В.Н., Шпилевская Т.С. Методы суммарной оценки загрязнения воздушной среды. // Гигиена и санитария. — 1974. — № 8. — С. 81-84.
32. Примак А.В. К оптимизации технико-экономических критериев выбора средств сбора и обработки данных о загрязнении воздуха в автоматизированных системах. // Методы и средства автоматизированного контроля атмосферных загрязнений. — Л.: Гидрометеоздат, 1980. — С. 31-43.
33. Вентцель Е.С. Исследование операций. — М.: Советское радио, 1972. — 552 с.
34. Балацкий О.Ф. Некоторые вопросы экономической эффективности автоматизации контроля за загрязнением. // Проблемы контроля и защиты атмосферы от загрязнения. — Киев: Изд-во УкрНИГМИ, 1974. — С. 34-42.

35. Лоева И.Д., Гуревич А.А., Верлан В.А. Рациональное размещение сети постов мониторинга за загрязнением атмосферы в промышленном городе // *Метеорология, климатология и гидрология*. — Вып. 36, 1999, — С. 283-287.
36. Временная типовая методика определения экономической эффективности осуществления природоохранных мероприятий и оценки экономического ущерба, причиняемого народному хозяйству загрязнением окружающей среды. // Сборник законодательных, нормативных и методических документов для экспертизы воздухоохраных мероприятий. — Л.: Гидрометеоздат, 1986. — С. 208-213.
37. Безуглая Э.Ю., Сонькин Л.Р. Влияние метеорологических условий на загрязнение воздуха в городах Советского Союза // *Метеорологические аспекты загрязнения атмосферы*. — Л.: Гидрометеоздат, 1971. — С. 241-252.
38. Draxler R. An improved Gaussian model for long term average concentration estimates. // *Atm. Environ.* — 1980. — vol. 14. — № 5. — P. 597-601.
39. Бызова Н.Л., Гартер Е.К., Иванов В.Н. Экспериментальные исследования атмосферной диффузии и расчеты рассеяния примеси. — Л.: Гидрометеоздат, 1991. — 278 с.
40. Методика расчета концентраций в атмосферном воздухе вредных веществ, содержащихся в выбросах предприятий. ОНД-86. — Л.: Гидрометеоздат, 1987. — 94 с.
41. Берлянд М.Е. Прогноз и регулирование загрязнения атмосферы. — Л.: Гидрометеоздат, 1985. — 273 с.
42. Красов В.И., Зив А.Д. Оценка моделей загрязнения атмосферы сернистым газом по информации АСКЗВ. // *Труды ГГО*. — 1982. — вып. 464. — С. 89-93.
43. Берлянд М.Е., Генихович Е.Л., Оникул Р.И. Расчет загрязнения атмосферы выбросами из дымовых труб электростанций. // *Труды ГГО*. — 1968. — вып. 234. — С. 3-21.
44. Зив А.Д., Красов В.И., Тихомирова О.К. Выбор модели загрязнения атмосферы для системы АНКОС-АГ. // *Труды ГГО*. — 1984. — вып. 477. — С. 40-46.
45. Зив А.Д., Красов В.И. К выбору математической модели распространения примеси для использования в автоматизированной системе контроля загрязнения воздуха. // *Труды ГГО*. — 1981. — вып. 453. — С. 12-20.

46. Методические указания по расчету выбросов вредных веществ автомобильным транспортом. — М.: Госкомприрода СССР, 1989. — 24с.
47. Исследовать особенности загрязнения вредными примесями воздушного бассейна г.Одессы и разработать методику прогноза уровня загрязнения атмосферы: Отчет о НИР (заключительный) / Одесский гидрометеорологический институт, № ГР 01860030033; инв. № 02910021577. — Одесса, 1990. — 164 с.
48. Бызова Н.Л. Рассеяние примесей в пограничном слое атмосферы. — Л.: Гидрометеоздат, 1974. — 190 с.
49. Климат Украины. /Под ред. Приходько Г.Ф./ — Л.: Гидрометеоздат, 1967. — 841 с.

Розділ 2

1. Смирнов В.С. Курс высшей математики. — М.: Наука, 1965. — Т. 2. — 655 с.
2. Серебрянников И.Г., Первозванский А.А. Выявление скрытых периодичностей. — Киев: Наука, 1965. — 241 с.
3. Дженкис Г., Ватте Д. Спектральный анализ и его приложения. — М.: Мир, 1971-72. — Т. 1, 2. — 287 с.
4. Чуев Ю.В., Михайлов Ю.Б., Кузьмин В.И. Прогнозирование количественных характеристик процессов. — М.: Сов. радио, 1975. — 398 с.
5. Ванников К.Я., Груза Г.В., Захаров В.Ф. и др. Современные изменения климата Северного полушария. // *Метеорология и гидрология*. — 1980. — № 6. — С. 5-17.
6. Климат Одессы /Под ред. Сmealовой Л.К., Швер Ц.А. — Л.: Гидрометеоздат, 1986. — 174 с.
7. Ворончук М.М., Гавриленко Л.И., Щепец О.И. Некоторые особенности динамики среднемесячных уровней загрязнения атмосферы городов УССР. // *Тр. УкрНИИ Госкомгидромета*. — 1986. — Вып. 209. — С. 51-61.
8. Ворончук М.М., Щепец О.И., Гавриленко Л.И. К анализу изменений среднегодовых уровней загрязнения атмосферы городов УССР. // *Тр. УкрНИИ Госкомгидромета*. — 1986. — Вып. 209. — С. 43-51.
9. Кендал М.Дж., Стьюарт Л. Многомерный статистический анализ и временные ряды. — М.: Наука, 1976. — 736 с.

10. Казакевич Д.И. Основы теории случайных функций и ее применение в гидрометеорологии. – Л.: Гидрометеоздат, 1977. – 320 с.
11. Отнес Р., Эноксон Л. Прикладной анализ временных рядов. – М.: Мир, 1982. – 428 с.
12. Бриллиджер Б. Временные ряды. Обработка данных и теория. – М.: Мир, 1960. – 536 с.
13. Борисенков Е.П. Физико-статистические методы анализа и предвычисления метеорологических полей. – Л.: Изд-во «Морской транспорт», 1963. – 243 с.
14. Гандин Л.С., Каган Р.Л. Статистические методы интерполяции метеорологических данных. – Л.: Гидрометеоздат, 1976. – 387 с.
15. Груза Г.В., Рейтенбах Р.Г. Статистика и анализ гидрометеорологических данных. – Л.: Гидрометеоздат, 1982. – 215 с.
16. Каган Р.Л. Осреднение метеорологических полей. – Л.: Гидрометеоздат, 1979. – 212 с.
17. Андерсон Т. Введение в многомерный статистический анализ. – М.: Физматиздат, 1963. – 495 с.

Розділ 3

1. Николаев Ю.В. Преобразование информации в приложениях к задачам гидрометеорологии. – Л.: Гидрометеоздат, 1969. – 64 с.
2. Гандин Л.С. Объективный анализ метеорологических полей. – Л.: Гидрометеоздат, 1963. – 287 с.
3. Гандин Л.С., Каган Р.Л. Статистические методы интерполяции метеорологических данных. – Л.: Гидрометеоздат, 1976. – 387 с.
4. Аулов В.В., Гуревич А.А., Лоева И.Д. Оценка достоверности данных в системе АНКОВ-АГ. // Проблемы разработки автоматизированных систем наблюдений, контроля и оценки состояния окружающей среды: Тез. докл. Всесоюз. конф. – Казань, 1983. – С. 73-74.
5. Горюшко Б.Б. К вопросу о выборе количества пунктов отбора проб и частоте наблюдений за загрязнением атмосферы. // Тр. ГГО. – 1971. – Вып. 254. – С. 140-151.
6. Рыбченко А.А., Карпиловская Т.Ф. Некоторые статистические характеристики загрязнения воздуха в условиях города. // Тр. УкрНИИ Госкомгидромета. – 1981. – Вып. 184. – С. 73-81.

7. Колмагоров А.Н. Интерполирование и экстраполирование стационарных случайных последовательностей // Изв. АН СССР. – Сер. Математ. – 1941. – Т. 5, ч. 1. – С. 3-11.
8. Wiener N. The extrapolation, interpolation and smoothing of stationary time series. – Wiley, N. Y., 1949, 268 p.
9. Бокс Дж., Дженкинс Г. Анализ временных рядов. Прогноз и управление. – М.: Мир, 1974. – Вып. 1. – 406 с.
10. Аулов В.В., Гуревич А.А., Макогон В.М., Склонная Н.Н. Анализ временных рядов концентраций примесей в атмосфере с использованием моделей АРСС. // Перспективные методы планирования и анализа экспериментов при исследовании случайных полей и процессов: Тез. докл. Всесоюз. конф. – Нальчик, 1982. – С. 110-111.
11. Гроот М.Де. Оптимальные статистические решения. – М.: Мир, 1974. – 302 с.
12. Илюхин А.Г., Коваленко В.П. Численные методы обработки информации при исследовании динамических систем. – Киев: Наукова думка, 1971. – 206 с.
13. Берлянд М.Е. Современные проблемы атмосферной диффузии загрязнения атмосферы. – Л.: Гидрометеоздат, 1975. – 448 с.
14. Берлянд М.Е. Прогноз и регулирование загрязнения атмосферы. – Л.: Гидрометеоздат, 1985. – 273 с.
15. Берлянд М.Е., Безуглая Э.Ю. и др. О методах определения фонового загрязнения атмосферы в городах. // Тр. ГГО. – 1984. – Вып. 479. – С. 17-30.
16. Берлянд М.Е., Оникул Р.И. К обобщению теории рассеивания промышленных выбросов в атмосферу. // Тр. ГГО. – 1971. – Вып. 254. – С. 3-38.
17. Бызова Н.Л. Рассеивание примесей в пограничном слое атмосферы. – Л.: Гидрометеоздат, 1974. – 190 с.
18. Зив А.Д. Оценка влияния направления ветра на загрязнение сернистым газом по данным эксплуатации АСКЗВ. // Тр. ГГО. – 1982. – Вып. 464. – С. 9-14.
19. Методические указания по прогнозу загрязнения воздуха в городах /Под ред. М.Е. Берлянда. – Л.: Гидрометеоздат, 1979. – 80 с.
20. Примак А.В., Травкин В.С., Щербань Р.Н. Исследование описательных статистик турбулентных полей концентраций загрязняющих атмосферного воздуха и метеорологических элементов в городах с

- развитой промышленности. // Пром. техн. – Киев, 1982. – Т. 4. – № 6. – С. 88-95.
21. Dicon R. R. Meteorological factors affecting particulate air pollution of a city. – BAMS, 1961, v. 42, p. 556-570.
22. Bacci P., Bolzern P., Fronza G. A stochastic predictor of air pollution based on short-term meteorological forecast. – J. of Applied Met., 1981, v. 20, N 2, – p. 121-129.
23. Finzi G., Fronza G., Spirito A. Multivariate stochastic models of sulphur dioxide pollution in an urban air. JARCA, 1980, v. 30, №12, – p. 1212-1215.
24. Sawagari Y. e. a. Statistical prediction of air pollution levels based on Kalman filtering method. – Env. Syst. Plan., Des. and Control, Pergamon Press, 1977, – p. 197-204.
25. Лоева И.Д. Анализ статистической структуры поля концентрации окиси углерода в атмосфере г. Одессы. // Метеорология, климатология и гидрология. – 1989. – Вып. 25. – С. 3-9.
26. Лоева И.Д., Владимирова Е.Г., Переведенцева Н.И., Левитина С.А. Особенности загрязнения атмосферы г. Одессы. // Метеорология, климатология и гидрология. – 1986. – Вып. 22. – С. 39-46.
27. Лоева И.Д., Владимирова Е.Г., Полетаева Л.Н. Состояние воздушного бассейна г. Одессы и условия рассеивания примеси в прибрежной зоне Западного Причерноморья. // Тр. Всеобщего союзного совещ. «Состояние и охрана воздушного бассейна курортных районов». – Кисловодск, 1989. – С. 21-32.
28. Валник В.Н., Червоненкис С.П. Теория распознавания образов. – М.: Наука, 1974. – 391 с.
29. Васильев В.И. Распознающие системы. – Киев: Наукова думка, 1983. – 421 с.
30. Вопросы статистической теории распознавания. /Под ред. Барского Б.В. – М.: Сов. радио, 1967. – 400 с.
31. Горелик А. А., Скрипник В.А. Методы распознавания. – М.: Высшая школа, 1977. – 216 с.
32. Дж. Ту, Р. Гонсалес. Принципы распознавания образов. – М.: Мир, 1978. – 387 с.
33. Елисеева И.И., Руковишников В.О. Группировка, корреляция, распознавание образов. – М.: Статистика, 1977. – 136 с.

34. Загоруйко Н.Г. Методы распознавания и их применение. – М.: Сов. радио, 1972. – 206 с.
35. Ковалевский В.А. Методы оптимальных решений в распознавании изображений. – М.: Наука, 1967. – 328 с.
36. Пересада В.П. Автоматическое распознавание образов. – Л.: Энергия, 1970. – 88 с.
37. Себестян Т.С. Процессы принятия решений при распознавании образов. – Киев: Техника, 1965. – 151 с.
38. Гуревич А.А., Лоева И.Д., Евсеева Л.П. Применение методов классификации для оценки достоверности измерений концентрации примесей в АНК ОС-АГ. // Перспективные методы планирования и анализа экспериментов при исследовании случайных полей и процессов: Тез. докл. Всесоюзн. конф. – Нальчик, 1982. – Ч. П. – С. 112-113.
39. Лоева И.Д., Евсеева Л.П. Применение методов классификации для критического контроля информации в системе АНК ОС-АГ. // Метеорология, климатология и гидрология. – Киев-Одесса: Вища школа, 1983. – Вып. 19. – С. 65-71.
40. Багров Н.А. О строгости оценок гидрометеорологических прогнозов. // Тр. ЦИП. – 1954. – Вып. 35(62). – С. 61-72.
41. Багров Н.А. Аналитическое представление последовательности метеорологических полей посредством естественных ортогональных составляющих. // Тр. ВДП. – 1959. – Вып. 74. – С. 3-24.
42. Багров Н.А. Преобразование и отбор предсказателей в корреляционном анализе. // Тр. ГМИЦ. – 1970. – Вып. 64. – С. 5-22.
43. Саркисян С.А. и др. Теория прогнозирования и принятия решений. – М.: Высшая школа, 1977. – 200 с.
44. Лоева И.Д. Применение кластерного анализа для решения задачи оценки достоверности измеренных концентраций двуокиси серы в атмосфере. // Метеорология, климатология и гидрология. – 1985. – Вып. 21. – С. 43-49.
45. Лоева И.Д., Евсеева Л.П. Об оценке достоверности концентраций вредных примесей, измеренных в автоматизированной системе. // Метеорология, климатология и гидрология. – Киев-Одесса, 1988. – Вып. 24. – С. 42-51.
46. Классификация и кластер. /Пер с англ. /Под ред. Дж. Вэн Райзин. – М.: Мир, 1980. – 383 с.

Розділ 4

1. Лайхтман Д.Л. Физика пограничного слоя атмосферы. – Л.: Гидрометеоздат, 1970. – 340 с.
2. Школьный Є.П. Фізика атмосфери: Підручник. – К.: Міністерство України, 1997. – 698 с.
3. Атмосферная турбулентность и моделирование распространения примесей /Под ред. Ф.Т.М. Ньистадта и Х. Ван Дона / Пер. с англ. – Л.: Гидрометеоздат, 1985. – 350 с.
4. Businger J. A. Arya S. P. S. Height of the mixed layer in the Stably Stratified Planetary Boundary Layer. *Advances in Geophysics*, 18 A, Academic Press, N. Y., 1974, p. 73 – 92.
5. Динамическая метеорология /Под ред. Д.Л. Лайхтмана. – Л.: Гидрометеоздат, 1976. – 607 с.
6. Landweber H. A. Diffusion from a source in a skew velocity field. – *Appl. Sea. Res.* 4, 1954, 153 p.
7. Chatwin P. C. The dispersion of a puff of passive contaminant in the constant stress region. *Quart. J. Roy. Meteor. Soc.* 94, 1968, p. 350-360.
8. Бурман Э.А. Местные ветры. – Л.: Гидрометеоздат, 1969. – 239 с.
9. Бурман Э.А., Волошина Ж.В., Уланова Л.В. Об учете интегральной структуры бризов в задачах рассеяния примесей в атмосфере. // *Тр. ИНГ.* – 1984. – Вып. 2(103). – С. 100-114.
10. Bernstein R., Andersen S. Friction retardation of sea breeze front penetration in New York city and its implications for pollutant distribution. – In: *Pap. WMO Symp., Norrköping, WMO, 1978, N 510, p. 79-88.*
11. Lalas D. P. e. a. Sea breeze circulation and photochemical pollution in Athens, Greece. – *Atmos. Environ.*, 1983, v. 17, N 19, p. 1621-1632.
12. Берлянд М.Е. Современные проблемы атмосферной диффузии загрязнения атмосферы. – Л.: Гидрометеоздат, 1975. – 448 с.
13. Hunt J. C. R., Puttock J. S. and Snyder W. H. Turbulent diffusion from a point source in stratified and neutral flows around a three-dimensional hill. Part I. Diffusion equation Analysis. *Atmos. Environ.*, 1979, 13, p. 1227-1239.
14. Snyder W.N., Britter R. F. and Hunt J. C. R. A fluid modeling study of the flow structure and plume impingement on a three-

- dimensional hill in a stably stratified flow. – *Proc. 5th Inst. Conf. on Wind. Engineer i rig. Fort coll ins.*, 1980, Pergamon Press, 102.
15. Марчук Г.И. Математическое моделирование в проблеме окружающей среды. – М.: Наука, 1982. – 320 с.
 16. Вельгитцева Н.С. Моделирование загрязнения городской атмосферы от серии непрерывных источников. // *Метеорология и гидрология.* – 1975. – № 9. – С. 52-59.
 17. Безуглая Э.Ю., Сонькин И.Р. Влияние метеорологических условий на загрязнение воздуха в городах Советского Союза. // *Метеорологические аспекты загрязнения атмосферы.* – Л.: Гидрометеоздат, 1971. – С. 241-252.
 18. Бызова Н.Л. Рассеивание примесей в пограничном слое атмосферы. – М.: Гидрометеоздат, 1974. – 190 с.
 19. Бютнер Э.К., Лайхтман Д.Л. О рассеянии пассивных частиц от точечного источника в неоднородной атмосфере. // *Тр. ЛГМИ.* – 1963. – Вып. 15. – С. 97-103.
 20. Климатические характеристики условий распространения примесей в атмосфере: Справочное пособие /Под ред. Э.Ю. Безуглой и М.Е. Берлянда. – Л.: Гидрометеоздат, 1983. – 328 с.
 21. Лоева И.Д., Полетаева Л.Н., Владимирова Е.Г. Характерные особенности поля загрязнения атмосферы г. Одессы. // *VI съезд географ, общества СССР: Тез. докл.* – Киев, 1990. – С. 295-296 (на укр. яз.).
 22. Берлянд М.Е. Прогноз и регулирование загрязнения атмосферы. – Л.: Гидрометеоздат, 1985. – 273 с.
 23. Берлянд М.Е., Безуглая Э.Ю. и др. О методах определения фонового загрязнения атмосферы в городах. // *Тр. ГГО.* – 1984. – Вып. 479. – С. 17-30.
 24. Берлянд М.Е., Генрихович Е.Л., Грачева И.Г. и др. Об усовершенствовании метода расчета загрязнения атмосферы. // *Тр. ГГО.* – 1987. – Вып. 511. – С. 3-23.
 25. Берлянд М.Е., Генрихович Б.Л., Оникул Р.И. Моделирование загрязнения атмосферы выбросами из низких и холодных источников. // *Метеорология и гидрология.* – 1990. – №5. – С. 5-16.
 26. Берлянд М.Е., Оникул Р.И. К обобщению теории рассеивания промышленных выбросов в атмосфере. // *Тр. ГГО.* – 1971. – Вып. 254. – С. 3-38.
 27. Берлянд М.Е. Современные проблемы атмосферной диффузии и загрязнения атмосферы. – Л.: Гидрометеоздат, 1975. – 448 с.

28. Гисина Ф.А., Пономарева С.М. Использование характеристик температурного поля для определения некоторых параметров турбулентности пограничного слоя атмосферы. // Тр. ИЭМ. – 1972. – Вып. 27. – С. 118-127.

29. Heines T. S., Peters L. K. The effect of a horizontal inversion layer caused by a temperature inversion aloft on the dispersion of pollutants in the atmosphere. – Atmos. Environ, 1973, v.1, p. 34-48.

30. Гисина Ф.А., Пономарева С.М. Расчет распространения в атмосфере выбросов высотных промышленных источников при приподнятых инверсиях // Метеорология и гидрология. – 1979. – № 9. – С. 49-55.

31. Безуглая Э.Ю. ж др. К оценке метеорологических условий загрязнения атмосферы. // Тр. ГГО. – 1984. – Вып. 479. – С. 87-98.

32. Сонькин Л.Р. Вопросы прогнозирования фоновых загрязнений воздуха в городах. // Тр. ГГО. – 1974. – Вып. 314. – С. 42-51.

33. Сонькин Л.Р., Багрецова А.Н., Иванова Е.И. и др. Синоптические условия формирования периодов высокого загрязнения воздуха в различных районах СССР. // Тр. ГГО. – 1979. – Вып. 436. – С. 49-54.

34. Гальперин М.В., Афиногенов О.Г. К оценке параметров вымывания осадками соединений серы из атмосферы. // Тр. ИНГ им. акад. Е.К. Федорова. – 1988. – Вып. 71. – С. 75-83.

35. Неронова Л.М., Тихомирова Л.В. Синоптический метод краткосрочного прогноза метеорологических факторов, определяющих загрязнение атмосферы. // Междунар. совещ. ВМО, РА IV /Под ред. М.Е. Берлянда: Сб. докл. – Л.: Гидрометеиздат, 1984. – С. 123-127.

36. Lamb R. G, A numerical simulation of dispersion from an elevated point source in the convective planetary boundary layer. – Atmos. Environ., 1978, 12, p. 1297-1304.

37. Mienwstadt F. T. M. An analytical solution of the time-dependent one-dimensional diffusion equation in the atmospheric boundary layer. – Atmos. Environ., 1980, 14, p. 1361-1364.

38. Nienwstadt F. T. M., Van Ulden A. P. A numerical study on the vertical dispersion of passive contaminants from a continuous source in the atmospheric surface layer. – Atmos. Environ., 1978, 12, p. 2119-2124.

39. Deardorff J. W. Preliminary results from numerical integrations of the unstable boundary layer. J. Atmos. Sci. 27, 1970/

40. Deardorff J. W. Numerical investigation of neutral and unstable planetary boundary layers, J. Atmos. Sci. 1972, 29, p. 91-115.

41. Deardorff J. W., Willis Q. E. A parameterization of diffusion in the mixed layer, J. Appl. Meteor. 14, 1975, p. 1451-1458.

42. Костриков А.А. Модель дальнего переноса примеси. // Метеорология и гидрология. – 1988. – № 11. – С. 54-61.

43. Берлянд М.Е., Соломатина И.И., Сонькин Л.Р. О прогнозировании загрязнения воздуха // Метеорология и гидрология. – 1972. – Л 9. – С. 11-18.

44. Сонькин Л.Р. Синоптико-статистический анализ и краткосрочный прогноз загрязнения атмосферы. – Л.: Гидрометеиздат, 1991. – 223 с.

45. Kasphisky A. Local statistical model of the air pollution forecasting. – Idojaras. 1973, v. 77, N5, p. 296-303.

46. Malberg rL, Roder W. Statistical methods of local wind and SO forecast. – Publ Zentr. Met, Geodyn., We in, v. 253, p. 211-214.

47. Soeda T. ARIMA forecasts and SDMN forecasts of air quality. – In, Workshop on Math. Models for Planung and control of Air, Quality IIAA. Laxenburd, 1978, 82 p.

48. Sladek S. Vztaty nuzi rezimem zneisteneni ovzduzi a poca sim Y severozapadnich cechach. – Met. zpravy, 1975., v. 28, N 4, p. 97-103.

49. Benarie M. Emploi des regressions multiples pour la definition du nivlan defoud de la pollution urbaine et pour sa prevision a court terme vertlepetit, Frarise, 1971, p. 19.

50. Chalndler T. J., El son D. M. Meteorological controls upon ground level concentration of smoke and sulphur dioxide in two urban areas of the United Kingdom. – Atmos. Environ., 1978, v. 1 N 6 – 7, p. 1543 – 1554.

51. March K. L з Foster M. LL An experimental study of the dispersion of the emissions from chimneys in Reading. – Atmos. Environ., 1967, v. 1, p. 527-550

52. Bringfelt B. Important factors for the sulphur dioxide concentration in central Stokholm. – Atmos. Environ., 1971, N11, p. 949 – 972.

53. Finzi G. e. a. Real time prediction of SO concentration in the Venetian lagoon area. – Atmos. Environ., 1979, v. 13, N 9., p. 1249-1255.

54. Себер Дж. Линейный регрессионный анализ. – М.: Мир, 1980. – 455 с.

55. Garcia R., Finzi G. The SO pollution in Madrid. 11. A comparizon between two stochastic models for real time forecast purposes. – I. Z. Nuove Cimento, 1983, v. 66, N 6, p. 1531-1545.
56. Peterson S. Distribution of sulfur dioxide over metropolitan St. Luis as discribed by empirical eigen vectors and meteorological parameters, – Atmos. Environ., v. 4, N 5, p. 501-518.
57. Simpson R. W. 5 Zayton A. P. Forecasting peak ozone levels. - Atmos. Environ., 1983, v. 17, N9, p. 1649-1654.
58. Веретина М. Ф., Зив А. Д., Цветков А. В. Способ прогнозирования загрязнения атмосферы окисью углерода, опирающийся на спектральное разложение процесса. // Тр. конф. молодых ученых и специалистов. ГГО, Ленинград, 21-25 апреля. – 1., 1986. – С. 71-76.
59. Parzen E. Multiple time series modeling. – In.: «Multivariate Analysis». II. N 4. Academic Press, 1969, p. 48-79.
60. Вавилова Н. Г., Генрихович Е. А., Сонькин Л. Р. Статистический анализ данных о загрязнении воздуха в городах с помощью естественных функций. // Тр. ГГО. – 1969. – Вып. 238. – С. 27-32.
61. Елкоева Л. И., Сонькин Л. Р. Разработка схемы прогноза загрязнения воздуха с использованием метода разложения по естественным ортогональным функциям. // Тр. ГГО. – 1983. – Вып. 467. – С. 93-98.
62. Методические указания по прогнозу загрязнения воздуха в городах. / Под ред. М. Е. Берлянда. – Л.: Гидрометеоздат, 1979. – 80 с.
63. Елкоева Л. И., Чувашина И. Е. Анализ поля концентраций сернистого газа методом разложения по естественным ортогональным функциям. // Тр. ГГО. – 1979. – Вып. 436. – С. 72-78.
64. Лоева И. Д., Евсеева Л. П. Применение методов классификации для критического контроля информации в системе АНКОС-АГ. // Метеорология, климатология и гидрология. – Киев-Одесса: Вища школа, 1983. – Вып. 19. – С. 65-71.
65. Malet Z. M., Joukoff A. Meteorological factors and air pollution index. – In.: Pap, WMO Symp., Norgkoping, WMO, 1978, N. 510, p. 135-1.42.
66. Funabashi M. e. a. A mini-computer based prediction system for reducing acute damage caused by photochemical smog. – Proc. IF AC Symp., Kyoto, 1977, v.I, Oxford, p. 301-308.

67. Вагнер Г. Основы исследования операций. – М.: Мир, 1972. – Т. 1. – 335 с.
68. Дмитриев Г. В. К синоптическому подходу прогнозирования повышенных уровней загрязнения воздуха городов. // Метеорологические аспекты загрязнения атмосферы: Сб. докл. на междунар. симпози. Ленинград, 1977. – М., 1981. – Т. I. – С. 164-170.
69. Иванова Е. М., Сонькин Л. Р. Прогнозирование загрязнения воздуха в Ленинграде. // Метеорология и гидрология. – 1976. – № 12. – С. 19-24.
70. Неронова Л. М., Тихомирова Л. В. Методика краткосрочного прогноза метеорологических условий, способствующих загрязнению атмосферы. // Тр. ГМЦ СССР. – 1985. – Вып. 268. – С. 54-70.
71. Роскина Ю. Я. Загрязнение воздуха в Ташкенте в зависимости от синоптических условий // Тр. САРНИГМИ. – 1977. – Вып. 43. – С. 40-43.
72. Неронова Л. М., Тихомирова Л. В. Синоптический метод краткосрочного прогноза метеорологических факторов, определяющих загрязнение атмосферы. // Междунар. совещ. ВМО, РА IV / Под ред. М. Е. Берлянда: Сб. докл. – Л.: Гидрометеоздат, 1984. – С. 123-127.
73. Неронова Л. М., Тихомирова Л. В. Методика краткосрочного прогноза метеорологических условий, способствующих загрязнению атмосферы. // Тр. ГМЦ СССР. – 1985. – Вып. 268. – С. 54-70.
74. Берлянд М. Е., Соломатина И. И., Сонькин Л. Р. О прогнозировании загрязнения воздуха. // Метеорология и гидрология. – 1972. – № 9. – С. 11-18.
75. Митропольский А. К. Техника статистических вычислений. – М.: Наука, 1971. – 576 с.
76. Лоева И. Д. Модель альтернативного прогноза фонового показателя загрязнения атмосферы. – Одесса, 1992. – 9 с. – Деп. в УкрНИИ НТИ 10.01.92. № 3197.
77. Дмитриев В. И. Прикладная теория информации. – М.: Высшая школа, 1989. – 320 с.
78. Елкоева Л. И. Прогноз загрязнения атмосферы с использованием преобразованных предикторов. // Тр. ГГО. – 1987. – Вып. 511. – С. 124-132.

79. Кисилев В.Б., Ивлева Т.П. Выделение информативных компонентов предикторов для прогноза загрязнения атмосферы. // Прогнозирование загрязнения атмосферы: Сб. докл. на Международ. совещ. ВМО РА VI. – Л.: Гидрометеоздат, 1984. – С. 19-22.

Розділ 5

1. Марчук Г.И. Математическое моделирование в проблеме окружающей среды. – М.: Наука, 1982. – 320 с. 148.
2. Лоева И.Д. Оценка относительного вклада предприятия в загрязнение атмосферы города вредными примесями. – Одесса, 1992. – 21 с. – Деп. в УкрНИИТИ 10.01.92. № 3198.
3. Loewa I. D. Model for identifying the levels of pollution of the atmosphere and application in problems of control and forecast. Proceedings of the WMO conference on air pollution Mode Hung and its application (volume III), (Leningrad, USSR., 19-24 may 1986). Technical document WMO/T. D. N 187, March, 1988.
4. Вагнер Г. Основы исследования операций. – М.: Мир, 1972. – Т. I. – 335 с.
5. Васильев Ф.П. Численные методы решения экстремальных задач. – М.: Наука, 1988. – 545 с.
6. 54, Вентцель Е.С. Исследование операций. – М.: Сов. радио, 1972. – 551 с.
7. Зайченко Ю.П. Исследование операций. – Киев: Вища школа, 1975. – 319 с.
8. Калиткин Н.Н. Численные методы. – М.: Наука, 1978. – 512 с.
9. Крупницкая Т.М., Чернин К.Е. Аппроксимация двумерных полей полиномами Чебышева // Тр. ААЖИ. – М.: Гидрометеоздат, 1965. – Т. 271. – Вып. I. – С. 31-44.
10. Тихонов А.Н., Арсенин В.Я. Методы решения некорректных задач. – М.: Наука, 1979. – 431 с.
11. Бакунинский А.Б., Гобчарский А.В. Некорректные задачи. Численные методы и приложения. – М.: Изд-во МГУ, 1989. – 197 с.
12. Берлянд М.Е. Современные проблемы атмосферной диффузии загрязнения атмосферы. – Д.: Гидрометеоздат, 1975. – 448 с.
13. Берлянд М.Е. Прогноз и регулирование загрязнения атмосферы. – Д.: Гидрометеоздат, 1985. – 273 с.

14. Методика расчета концентраций в атмосферном воздухе вредных веществ, содержащихся в выбросах предприятий. ОНД-86. Госкомгидромет. – Л.: Гидрометеоздат, 1987. – 93 с.
15. Шнайдман В. А., Наседкина О. Б. Приближенная оценка упорядоченных вертикальных движений над городской застройкой // Метеорология и гидрология. – 1990. – №5. – С. 55-60.
16. Атмосферная турбулентность и моделирование распространения примесей / Под ред. Ф.Т.М. Ныстадта и Х. Ван Дона / Пер. с англ. – Л.: Гидрометеоздат, 1985. – 350 с.

Розділ 6

1. Пененко В.В. Вариационные принципы и оптимизация во взаимосвязанных задачах экологии и климата // Вычислительная математика и математическое моделирование. М.: – Изд-во ИВМ РАН, 2000. – Т. 1. – С. 135-148.
2. Сакерин С.М., Кабанов Д.М., Панченко М.В. и др. Результаты мониторинга атмосферного аэрозоля вазиятской части России по программе AEROSIBNET в 2004 г. // Оптика атмосферы и океана. – 2005. – Т. 18, № 11. – С. 968-975.
3. Пененко В.В. Численные модели и методы для решения задач экологического прогнозирования и проектирования // Обозрение прикладной и промышленной математики. – 1994. – Т. 1. – Вып. 6. – С. 917-941.
4. Марчук Г.И. Сопряженные уравнения и анализ сложных систем. – М.: Наука, – 1992. – 335 с.
5. Rudykiewicz J.A. Application of adjoint tracer transport equations for evaluating source parameters // Atmos. Environ. – 1998. – Vol. 32. – P. 3039-3050.
6. Issartel J.P. Rebuilding sources of linear tracers after atmospheric concentration measurements // Atmos. Chem. Phys. Discuss. – 2003. – № 3. – P. 3171-3203.
7. Бородулин А.И., Десятков Б.М., Котлярова С.С. и др. Определение параметров источника атмосферных загрязнений с помощью мобильных пунктов мониторинга // Оптика атмосферы и океана. – 2003. – Т. 16, № 8. – С. 765-768.
8. Пененко В.В., Цветова Е.А. Главные факторы климатической системы глобального и регионального масштабов и их применение в экологических исследованиях // Оптика атмосферы и океана. – 2003. – Т. 16, № 5-6. – С. 407-414.

9. Пененко В.В., Цветова Е.А. Качество окружающей среды: Обнаружение источников загрязнения и оценка эмиссии // Вычислительные технологии. – 2006. – Т. 11, часть 2, Специальный выпуск. – С. 145-155.
10. Фаддеев Д.К., Фаддеева В.Н. Вычислительные методы линейной алгебры. – СПб.: Лань, 2002.
11. Временная типовая методика определения экономической эффективности осуществления природоохранных мероприятий и оценки, экономического ущерба, причиняемого народному хозяйству загрязнением окружающей среды. – М.: Экономика, 1986. – 92 с.
12. Берлянд М.Е. Современные проблемы атмосферной диффузии загрязнения атмосферы. – Л.: Гидрометеоздат, 1975. – 448 с.
13. Берлянд М.Е. Прогноз и регулирование загрязнения атмосферы. –Л.: Гидрометеоздат, 1985. – 273 с.
14. Методика расчета концентраций в атмосферном воздухе вредных веществ, содержащихся в выбросах предприятий. ОНД-86. Госкомгидромет. – Л.: Гидрометеоздат, 1987. – 93 с.

ЗМІСТ

ПЕРЕДМОВА.....	3
СПИСОК СКОРОЧЕНЬ.....	5
ВСТУП.....	6
РОЗДІЛ 1. ОПТИМІЗАЦІЯ РОЗТАШУВАННЯ МЕРЕЖІ ПОСТІВ МОНІТОРИНГУ ЗАБРУДНЕННЯ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ	9
1.1 Принципи та підходи до організації мережі постів моніторингу атмосферного повітря.....	10
1.1.1 Задачі служби спостережень і контролю забруднення атмосфери.....	11
1.1.2 Вплив особливостей району розміщення мережі на формування полів концентрацій забруднюючих речовин	13
1.1.3 Підходи до побудови мережі постів моніторингу забруднення атмосфери	16
1.2 Методика оптимального розташування мережі постів моніторингу забруднення атмосфери в промисловому місті.....	36
1.2.1 Постановка задачі	36
1.2.2 Критерій оптимізації.....	41
1.2.3 Вибір моделі визначення полів концентрацій забруднюючих речовин.....	47
1.2.4 Алгоритм методики створення оптимальної мережі постів моніторингу.....	50
1.3 Приклад реалізації методики ігрового розташування мережі постів 53	
1.3.1 Характеристика вихідних даних	54
1.3.2 Визначення «стратегій природи»	56
1.3.3 Аналіз результатів реалізації методики	57
1.3.4 Оптимізація мережі стаціонарних постів.....	63
1.3.5 Розробка програм спостережень маршрутних постів	73
РОЗДІЛ 2. ОЦІНКА ЗАБРУДНЕННЯ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ МЕТОДАМИ СТАТИСТИЧНОГО АНАЛІЗУ	80
2.1 Постановка задачі.....	80

2.2 Методика дослідження статистичної структури часових рядів концентрації забруднюючих речовин	82
2.2.1 Виявлення прихованих періодичностей	82
2.2.2 Згладжування часових рядів	86
2.2.3 Кореляційні і спектральні функції часових рядів стаціонарних приростів концентрації забруднюючих речовин	91
2.2.4 Статистичний аналіз полів концентрацій забруднюючих речовин	94

Розділ 3. ОЦІНКА ВІРОГІДНОСТІ КОНЦЕНТРАЦІЙ ЗАБРУДНЮЮЧИХ РЕЧОВИН, ВИМІРЮВАНИХ АВТОМАТИЗОВАНИМИ СИСТЕМАМИ КОРТРОЛЮ ЗАБРУДНЕННЯ АТМОСФЕРИ..... 100

3.1 Постановка задачі	100
3.2 Методи теорії статистичних розв'язань	108
3.2.1 Дискримінантний аналіз	108
3.2.2 Метод класифікації, заснований на ортогональному перетворенні простору зображень	111
3.2.3 Метод потенційних функцій	115
3.3 Загальні принципи організації процесу навчання	117

Розділ 4. СТАТИСТИЧНИЙ ПРОГНОЗ ЗАБРУДНЕННЯ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ..... 122

4.1 Метеорологічні аспекти формування рівня забруднення повітряного басейну	122
4.1.1 Фізичні процеси, які обумовлюють розсіювання домішок у граничному шарі атмосфери	122
4.1.2 Характеристики стану атмосфери, які визначають умови розсіювання домішок	133
4.2 Методи прогнозу рівня забруднення атмосфери	137
4.3 Регресійна модель прогнозу полів концентрації інгредієнтів	137
4.3.1 Загальні принципи побудови прогностичної моделі	137
4.3.2 Формування навчальних сукупностей і оцінка параметрів прогностичних моделей	137
4.4 Схема альтернативного прогнозу високого рівня забруднення атмосфери міста	137

РОЗДІЛ 5. РЕГУЛЮВАННЯ РІВНЯ ЗАБРУДНЕННЯ АТМОСФЕРИ ВЕЛИКОГО МІСТА..... 137

5.1 Постановка задачі	137
5.2 Система лінійних обмежень і функції цілі	137
5.2.1 Системи рівнянь регресії для концентрацій інгредієнтів	137
5.2.2 Апроксимація полів кореляції інгредієнтів	137
5.2.3 Побудова системи лінійних обмежень і функції цілі	137
5.3 Формулювання оптимізаційної задачі і процедура регуляризації	137
5.4 Результати числового експерименту	137

Розділ 6. ОЦІНКА ВІДНОСНОГО ВНЕСКУ ВИКИДІВ ПІДПРИЄМСТВ У ЗАБРУДНЕННЯ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ..... 137

6.1 Постановка задачі	137
6.2 Оцінка коефіцієнта участі джерела у забрудненні атмосфери міста у випадку відсутності моніторингу	137
6.3 Оцінка коефіцієнта участі підприємства в забрудненні атмосфери міста при здійсненні моніторингу	137
6.4 Приклад розрахунку відносного внеску викидів підприємства в забруднення атмосфери міста	137
ЛІТЕРАТУРА	137

Научное издание

Лоева Инесса Дмитриевна,
Владимирова Елена Геннадиевна,
Верлан Валентин Анатольевич

Оценка состояния загрязнения атмосферного воздуха большого
города

(методы анализа, прогноза, регулирования)

(на украинском языке)