

НАЦІОНАЛЬНА АКАДЕМІЯ МЕДИЧНИХ НАУК УКРАЇНИ
ДУ „ІНСТИТУТ ГРОМАДСЬКОГО ЗДОРОВ'Я ім. О. М. МАРЗЄЄВА”

На правах рукопису

Ананьєва Оксана Василівна

УДК 614.71:504.06:616-084

**ВДОСКОНАЛЕННЯ ГІГІЄНИЧНОЇ ОЦІНКИ ЗАБРУДНЕННЯ
АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ ВИКИДАМИ АВТОМОБІЛЬНОГО
ТРАНСПОРТУ**

14.02.01 - гігієна та професійна патологія

Дисертація на здобуття наукового ступеня
кандидата біологічних наук

Науковий керівник:
Турос Олена Ігорівна,
доктор медичних наук, професор

Київ – 2017

ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СИМВОЛІВ, ОДИНИЦЬ, СКОРОЧЕНЬ ТА ТЕРМІНІВ	5
ВСТУП	6
РОЗДІЛ 1 СУЧАСНИЙ СТАН ПРОБЛЕМИ ХІМІЧНОГО ЗАБРУДНЕННЯ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ ВИКИДАМИ АВТОМОБІЛЬНОГО ТРАНСПОРТУ (ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ)	17
1.1 Аналіз європейської та української політик у сфері транспорту, навколишнього середовища і здоров'я	18
1.2 Автомобільний транспорт як фактор впливу на стан повітряного середовища та здоров'я населення міст	25
1.3 Методичні підходи до оцінки експозиції населення викидами автомобільного транспорту	33
РОЗДІЛ 2 МЕТОДИ ТА ОБСЯГ ДОСЛІДЖЕНЬ	46
2.1 Методичний підхід та програма дослідження	46
2.2 Визначення вмісту концентрацій хімічних речовин, обумовлених викидами автомобільного транспорту, в атмосферному повітрі сельбищних зон	49
2.3 Аналіз взаємозв'язків між концентраціями забруднюючих речовин та фізико-географічними параметрами території дослідження	52
2.4 Методи моделювання забруднення приземного шару атмосферного повітря викидами автомобільних транспортних засобів	56
2.5 Розрахунок експозиційного навантаження та характеристика ризиків для здоров'я населення	64
РОЗДІЛ 3 ВИВЧЕННЯ ОСОБЛИВОСТЕЙ ФОРМУВАННЯ ЗАБРУДНЕННЯ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ, ОБУМОВЛЕНОГО ВИКИДАМИ АВТОМОБІЛЬНОГО ТРАНСПОРТУ, У СЕЛЬБИЩНИХ ЗОНАХ МІСТ	67

3.1 Гігієнічна оцінка забруднення приземного шару атмосферного повітря викидами автомобільного транспорту (за даними вимірювань)	67
3.2 Аналіз взаємозв'язків між концентраціями забруднюючих речовин та фізико-географічними параметрами території	82
РОЗДІЛ 4 НАУКОВЕ ОБҐРУНТУВАННЯ ВИБОРУ ПІДХОДІВ ДО КІЛЬКІСНОЇ ОЦІНКИ ХІМІЧНОГО ЗАБРУДНЕННЯ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ АВТОМОБІЛЬНИМ ТРАНСПОРТОМ	92
4.1 Визначення забруднення атмосферного повітря викидами автомобільного транспорту за допомогою регресійних моделей	92
4.2 Порівняльний аналіз оцінки експозиційного навантаження за даними натурних вимірювань та результатами моделей розсіювання забруднення в приземному шарі атмосферного повітря	99
4.3 Розрахунок усереднених концентрацій забруднюючих речовин за допомогою моделей розсіювання забруднення в приземному шарі атмосферного повітря	105
4.4 Спосіб прогнозування забруднення атмосферного повітря викидами автомобільного транспорту	115
РОЗДІЛ 5 ОЦІНКА ВПЛИВУ ВИКИДІВ АВТОМОБІЛЬНОГО ТРАНСПОРТУ НА ЗДОРОВ'Я НАСЕЛЕННЯ МІСТ НА ОСНОВІ МЕТОДОЛОГІЇ ОЦІНКИ РИЗИКУ	124
5.1 Результати оцінки експозиції населення автотранспортним забрудненням у сельбищних зонах, прилеглих до автодоріг, у Дарницькому та Дніпровському районах м. Київ	124
5.2 Аналіз показників ризику для здоров'я населення від забруднення атмосферного повітря викидами автомобільного транспорту у Дарницькому та Дніпровському районах м. Київ	129
5.3 Обґрунтування алгоритму вирішення завдання кількісної оцінки впливу та мінімізації ризиків, обумовлених викидами автомобільного транспорту на здоров'я населення міст	135

АНАЛІЗ ТА УЗАГАЛЬНЕННЯ ОТРИМАНИХ РЕЗУЛЬТАТІВ	
ДОСЛІДЖЕНЬ	147
ВИСНОВКИ	157
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ	159
ДОДАТКИ	182

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СИМВОЛІВ, ОДИНИЦЬ, СКОРОЧЕНЬ
ТА ТЕРМІНІВ

ВООЗ	– Всесвітня організація охорони здоров'я
ГДК	– гранично допустима концентрація
ГДК _{м.р}	– гранично допустима максимально разова концентрація
ГДК _{с.д.}	– гранично допустима середньо добова концентрація
ГІС	– геоінформаційні системи
ЄЕК	– Європейська економічна комісія
ЄС	– Європейський Союз
КМУ	– кабінет Міністрів України
мкм	– мікромметр, одиниця виміру довжини
Пил НДЗС	– недиференційований за складом пил
ОБРВ	– орієнтовні безпечні рівні впливу
ArcGis	– сімейство геоінформаційних продуктів
HQ	– індекс небезпеки
LUR	– регресійна модель з фізико-географічними змінними
NDVI	– відносний індекс вегетації
PM ₁₀	– зважені частки з діаметром часток менше 10 мкм
PM _{2,5}	– зважені частки з діаметром часток менше 2,5 мкм
PM ₁	– зважені частки з діаметром часток менше 1 мкм
RfC	– референтна концентрація
SRTM	– радарна топографічна зйомка
THE PER	– Загальноєвропейська програма з транспорту, довкілля та охорони здоров'я
US EPA	– Агентство з охорони довкілля США
USGS	– Геологічна служба США
WHO	– Всесвітня організація охорони здоров'я

ВСТУП

За даними Організації Об'єднаних Націй, станом на 2050 рік майже 70 відсотків населення планети проживатиме у містах [1]. Стрімкі темпи глобалізації несуть суспільству нові позитивні зміни, задовольняючи потреби у доступі до товарів та послуг, соціальних благ і комунікації, однак водночас, такі аспекти міського життя як підвищені рівні забруднення довкілля, обмежений доступ до зелених зон, малорухливий спосіб життя стають причиною зростання рівнів неінфекційної захворюваності та передчасної смертності серед міських мешканців. Доведено, що на сьогодні забруднення атмосферного повітря є одним з визначальних факторів здоров'я у міському середовищі [2, 3]. Нещодавні оцінки Всесвітньої організації охорони здоров'я (ВООЗ) свідчать, що у 2012 році майже 3,7 млн. випадків передчасних смертей були спричинені забрудненням повітряного басейну, а дев'ять з десяти міських мешканців проживали у містах, де рівні забруднення атмосферного повітря не відповідають рекомендованим міжнародним критеріям [4]. В Україні, за даними ВООЗ, у 2012 році, 54507 випадків додаткових смертей від захворювань органів дихання та серцево-судинної системи були зумовлені хімічним забрудненням атмосферного повітря [4]. Водночас, постійні тенденції розвитку та зростання міст ведуть до хаотичної розбудови транспортної системи, без урахування принципів сталого розвитку, зеленого транспорту та потенційних впливів на здоров'я населення, збільшуючи частку шкідливих викидів, обумовлених пересувними джерелами викидів, а саме автомобільним транспортом, та роль останнього як джерела забруднення атмосферного повітря і причини формування підвищених рівнів ризику для здоров'я населення, зокрема, у міських населених пунктах [5].

За останніми оцінками, майже 80 % забруднення атмосферного повітря у м. Києві обумовлено виключно викидами автомобільного транспорту [6].

Водночас, нещодавні дослідження свідчать про значне збільшення кількості автомобілів у всіх містах України і зростання їх негативного впливу на стан атмосферного повітря та, відповідно, на здоров'я населення [6-8]. В умовах глобалізації та сучасних планувальних рішень в межах населених пунктів все частіше спостерігається розміщення багатоповерхових житлових комплексів поблизу транспортних розв'язок та поживлених автомагістралей, що теоретично має поліпшити доступ мешканців до транспортної інфраструктури. Однак, зазначені тенденції обумовлюють той факт, що значна частка населення міст проживає у безпосередній близькості від автодоріг та потрапляє у зону негативного впливу автомобільних транспортних засобів. Оцінено, що від 30 до 50 % жителів великих міст мешкають у радіусі 50-100 м від основних автодоріг та у радіусі 500 м від магістральних вулиць, на які припадає основний потік транспортних засобів [9-11], а хімічні речовини, що надходять до атмосферного повітря з викидами автомобільного транспорту формують такі рівні ризику для здоров'я населення, які у поєднанні з іншими факторами, призводять до зростання неінфекційної захворюваності та смертності [2-4].

Проведені епідеміологічні дослідження [3, 4, 12] доводять наявність взаємозв'язку між підвищеними рівнями забруднення атмосферного повітря викидами автотранспорту та станом здоров'я населення, особливо серед чутливих груп, таких як: діти, люди похилого віку, вагітні жінки, хворі на астму [13-15]. Доведено, що проживання поблизу автодоріг є фактором, що підвищує ризик розвитку захворювань серцево-судинної системи та органів дихання [16, 17]. Так, у ряді робіт показано, що розповсюдженість бронхіту, респіраторних захворювань та алергічного риніту є вищою серед дорослого населення проживаючого поблизу автомагістралей [18], відмічено, що зростання рівнів забруднення повітря автомобільним транспортом супроводжується ростом частоти цереброваскулярних хвороб [19-21], а також встановлено залежність поширеності захворюваності органів дихання

[15, 22, 23] та загальної захворюваності дитячого населення від рівнів забруднення атмосферного повітря [24].

Зважаючи на актуальність питання регулювання та зменшення викидів забруднюючих речовин у атмосферне повітря, в тому числі автомобільним транспортом, а також потребу зниження негативних впливів на довкілля та здоров'я, в останні роки Україною ратифіковано низку відповідних міжнародно-правових угод та розроблено серію законодавчих ініціатив, основними з яких є: ЗУ «Про охорону атмосферного повітря» (від 16.10.1992 р. № 2707-XII, стаття 17) [25]; ЗУ «Про основні напрямки державної політики України в галузі охорони довкілля, використання природних ресурсів та забезпечення екологічної безпеки» (п. 4, 5, 29, Постанова Верховної Ради України від 05.03.1998 р. №188/98-ВР) [26]; ЗУ «Про заборону ввезення і реалізації на території України етилованого бензину та свинцевих добавок до бензину» (від 15.11.2001 р. № 2786-III) [27]; Директива ЄС 2008/50/ЄС «Про якість атмосферного повітря та чистіше повітря для Європи» [28], «Стратегія національної екологічної політики України на період до 2020 року» (ЗУ від 21.12.2010 р., №2818-VI) [29], «Транспортна стратегія на період до 2020 року» (розпорядження КМУ від 20.10.2010 р., №2174-р) [30]; «Національний план дій з охорони навколишнього природного середовища України на період 2011-2015 роки» (Розпорядження КМУ від 25.05.2011 р. №577-р) [31]; ЗУ «Про внесення змін до Закону України «Про деякі питання ввезення на митну територію України та реєстрації транспортних засобів» щодо колісних транспортних засобів» (від 06.07.2012 р. № 5177-VI) [32]; «Про затвердження Технічного регламенту щодо вимог до автомобільних бензинів, дизельного, суднових та котельних палив» (постанова КМУ від 01.08. 2013 р. №927) [33]; «Протокол про стратегічну екологічну оцінку» (ЗУ від 01.07.2015 р. №562-VIII) [34]. Окрім того, наша країна є учасником «Загальноєвропейської програми щодо питань транспорту, довкілля та охорони здоров'я 2009-2020» (THE PER), яка реалізується під егідою ВООЗ і Європейської Економічної Комісії ООН, та є

міжнародною платформою для обміну досвідом і спільної роботи у напрямку вирішення проблем транспорту у контексті довкілля та громадського здоров'я [5]. Таким чином, в Україні, зважаючи на необхідність гармонізації з європейським законодавством, в цілому державна політика проголошує пріоритетність зменшення негативних впливів, обумовлених транспортним сектором, забезпечення безпечних умов проживання населення, захисту громадського здоров'я. Однак урядова фінансова та інституційна підтримка більш чистих та ефективніших транспортних засобів в умовах міста, раціональних планувальних рішень, альтернативних палив, а також реалізації заходів, спрямованих на покращення навколишнього середовища та захист здоров'я є недостатньою. Водночас, відсутні ефективні інструменти оцінки впливу автомобільного транспорту на здоров'я населення і умови його проживання, та механізми мінімізації цього впливу, які мали б лягти у основу національного і територіальних планів дій та стратегій, регламентів взаємодії регуляторів якості повітря та нормативних документів Держпродспоживслужби України.

Аналізуючи вищевикладене, питання оцінки впливу забруднення атмосферного повітря, обумовленого викидами автомобільного транспорту на здоров'я населення, яке проживає на територіях прилеглих до автодоріг, в сучасних умовах є безперечно актуальним та своєчасним для нашої країни. У світовій практиці подібні задачі вирішуються за допомогою використання методології оцінки ризику для здоров'я населення, яка набуває все більшого поширення в роботах санітарних лікарів і науковців країн СНД та, зокрема, України [35-42].

Визначення експозиції є одним з невід'ємних та ключових етапів методології оцінки ризику, надійність та правильність якого впливає на систему прийняття подальших управлінських рішень [43]. Отже, кількісне визначення концентрацій забруднюючих речовин, що надходять до організму людини різними шляхами, в тому числі й аерогенним, вимагає ретельних та достовірних досліджень. Існуюча в Україні система моніторингу за станом

атмосферного повітря, а також відсутність централізованих баз даних щодо захворюваності населення, на сьогоднішній день не здатні забезпечити достовірну та повну інформацію для проведення оцінок впливу викидів автомобільного транспорту та розрахунків показників ризику для здоров'я населення [39, 41, 44, 45]. Окрім того, забруднення атмосферного повітря автотранспортом, який за своїми характеристиками відноситься до пересувних джерел викидів, характеризується високою варіабельністю в межах сельбищних зон та визначається не лише потужністю джерела забруднення чи його інтенсивністю, а й переліком інших факторів, таких як: просторові характеристики (фізичні параметри вулиць, будівель, рельєф ділянки дослідження та прилеглих територій) та атмосферні процеси (метеорологічні параметри, перемішування повітряних мас і перенесення забруднення) [3, 47-50].

Підсумовуючи зазначене вище, питання оцінки впливу забруднення атмосферного повітря, обумовленого пересувними джерелами викидів, а саме автомобільним транспортом, на здоров'я населення, вимагає пошуку та вдосконалення існуючих методичних підходів до гігієнічної оцінки даного типу забруднення з метою коректного визначення експозиції населення та оцінки відповідних ризиків для здоров'я, які є основою прийняття управлінських рішень та розробки програм орієнтованих на захист громадського здоров'я. Цим обумовлено вибір теми, мети і завдань наукового дослідження.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами. Дисертаційна робота виконана в рамках наступних НДР: Міжгалузевої комплексної програми «Здоров'я нації» – «Розробка нормативної бази щодо забезпечення безпеки життєдіяльності людей у критичних випадках забруднення довкілля» (2006-2008 рр., державний реєстраційний номер 0106U002364), «Наукове обґрунтування критеріїв оцінки ризику для здоров'я населення негативного впливу чинників довкілля» (2005-2007 рр., державний реєстраційний номер 0105U002738), «Наукове обґрунтування та визначення

факторів ризику для населення від антропогенного впливу на територію Солом'янського району» (2007 р., державний реєстраційний номер 0107U012328); «Вдосконалення методології оцінки якості повітря» (2009-2011 рр., державний реєстраційний номер 0109U001250), «Наукові засади оцінки ризику для здоров'я населення від забруднення атмосферного повітря викидами автомобільного транспорту» (2012-2014 рр., державний реєстраційний номер 0112U001053).

Мета роботи - удосконалення методів ймовірнісної оцінки впливу хімічного забруднення атмосферного повітря викидами автомобільного транспорту на здоров'я населення в сельбищних зонах міст.

Для досягнення поставленої мети необхідно було вирішити наступні **завдання**:

1. вивчити особливості формування хімічного забруднення атмосферного повітря викидами автомобільного транспорту у сельбищних зонах міст (на підставі виконаних натурних досліджень);

2. обґрунтувати вибір математичних моделей для оцінки забруднення приземного шару атмосферного повітря відпрацьованими газами автомобільних транспортних засобів;

3. оцінити експозицію та розрахувати ризик для здоров'я населення, обумовлений викидами автомобільного транспорту;

4. розробити спосіб прогнозування забруднення атмосферного повітря викидами автомобільного транспорту в сельбищних зонах міст;

5. обґрунтувати алгоритм вирішення завдання кількісної оцінки впливу та мінімізації ризиків, обумовлених викидами автомобільних транспортних засобів для здоров'я населення міст.

Об'єкт дослідження: особливості формування забруднення атмосферного повітря та зон ризику для здоров'я населення пересувними джерелами викидів (автомобільним транспортом).

Предмет дослідження: рівні хімічних забруднюючих речовин в атмосферному повітрі сельбищних зон; моделі прогнозування забруднення;

експозиція населення; ризики для здоров'я, обумовлені хімічним забрудненням повітря автомобільним транспортом.

Методи дослідження: бібліографічний – аналіз наукової інформації щодо проблеми дослідження; моніторинг та спостереження – оцінка якісного та кількісного складу транспортного потоку, фіксування транспортної ситуації на автодорозі; фізико-хімічні – визначення концентрацій забруднюючих речовин і фізичних параметрів повітря (температура, вологість, тиск, швидкість вітру); математичного моделювання – розрахунки розсіювання забруднення атмосферного повітря автомобільним транспортом на територіях прилеглих до автодоріг; оцінки ризику для здоров'я населення від хімічного забруднення атмосферного повітря; математичної статистики – обробка та аналіз даних про стан об'єктів дослідження (розрахунок показників міри центральної тенденції, показників варіабельності, кореляційний аналіз, регресійний аналіз); геоінформаційного аналізу, моделювання та картографування – підготовка баз вхідних даних для етапу моделювання забруднення, створення карт розсіювання забруднення, зон ризику для здоров'я (компонент ArcMap, програмний продукт ArcGis версія 10.1, Esri).

Для первинної підготовки таблиць та проміжних розрахунків використовували пакет «Microsoft Excel 2010». Основна частина математичної обробки виконана за допомогою стандартного статистичного пакету SigmaPlot версія 12.0 (Systat Software Inc.).

Наукова новизна отриманих результатів. За результатами комплексних експериментальних та натурних досліджень розроблено новий науковий підхід до оцінки впливу хімічного забруднення атмосферного повітря, обумовленого викидами автомобільного транспорту; поглиблено знання про просторово-часові тенденції та особливості формування рівнів хімічного забруднення атмосферного повітря у сельбищних зонах міст, прилеглих до автодоріг, у залежності від транспортно-дорожньої ситуації та фізико-географічних характеристик території (щільність транспортної

мережі, розподіл категорій землекористування, ступінь озеленення, метеорологічні умови).

Вперше запропоновано нові моделі оцінки забруднення атмосферного повітря (на прикладі Дарницького та Дніпровського районів м. Києва) азоту діоксидом, оксидом вуглецю, сірки діоксидом, неметановими вуглеводнями, формальдегідом, зваженими частками з аеродинамічним діаметром часток до 10 мкм (PM_{10} , $PM_{2.5}$, PM_1) та підготовлено відповідні карти забруднення, які характеризуються високим просторовим розширенням і більш точно відображають розподіл забруднення на територіях прилеглих до автодоріг; розраховано неканцерогенні ризики для здоров'я населення від хімічного забруднення атмосферного повітря викидами автотранспорту у межах сельбищних зон, прилеглих до автодоріг, та розроблено карти відповідних зон ризиків (на прикладі Дарницького та Дніпровського районів м. Київ); оцінено експозиційне навантаження та неканцерогенний ризик для здоров'я населення, обумовлений PM_{10} у складі викидів автомобільного транспорту.

Теоретичне значення роботи стосується поглиблення теоретичних знань щодо особливостей формування експозиції та удосконалення наукових підходів до ймовірнісної оцінки інгаляційного впливу на здоров'я населення забруднення атмосферного повітря викидами автомобільного транспорту у сельбищних зонах міст, прилеглих до автодоріг.

Практичне значення отриманих результатів полягає в удосконаленні методів гігієнічної оцінки забруднення атмосферного повітря та методів визначення експозиції населення у сельбищних зонах міст при проведенні оцінок ризику для здоров'я населення від негативної дії викидів автомобільного транспорту; розробці способу прогнозування забруднення повітря пересувними джерелами викидів (автомобільним транспортом); створенні алгоритму вирішення завдання кількісної оцінки впливу та мінімізації ризику для здоров'я населення від хімічного забруднення атмосферного повітря автомобільними транспортними засобами.

За результатами дослідження розроблено та впроваджено:

– патент на корисну модель № 96939 «Спосіб прогнозування забруднення атмосферного повітря викидами автомобільного транспорту», використання якого дозволяє розробити моделі прогнозування концентрацій забруднюючих речовин, що надходять до атмосферного повітря з викидами автомобільного транспорту та оцінити експозицію населення за умови відсутності моніторингових даних щодо забруднення;

– патент на корисну модель № 33659 «Спосіб визначення осереднених концентрацій забруднюючих речовин в атмосферному повітрі», застосування якого дає можливість розрахувати діапазон усереднених значень концентрацій за різні проміжки часу (годинні, добові, місячні, річні), які використовуються для розрахунків ризику для здоров'я населення при хронічному та гострому інгаляційному впливах;

– інформаційний лист № 227-2015 «Вдосконалення підходів до оцінки кількісного впливу забруднення атмосферного повітря, обумовленого викидами автомобільного транспорту та визначення зон підвищеного ризику для здоров'я населення»;

– інформаційний лист № 179-2008 «Впровадження оцінки ризику від інгаляційного надходження хімічних речовин для визначення потенційних зон надзвичайних ситуацій»;

– інформаційний лист № 211-2007 «Ідентифікація небезпеки від забруднення атмосферного повітря стаціонарними джерелами».

Матеріали дисертації впроваджені у навчальний процес кафедри загальної гігієни ДЗ „Дніпропетровська медична академія”, кафедри хімії Національного університету „Києво-Могилянська академія” та роботу Управління державного нагляду за дотриманням санітарного законодавства Головного управління Держпродспоживслужби в м. Києві.

Особистий внесок здобувача. Автор особисто провела інформаційно-патентний пошук, аналіз сучасних вітчизняних та міжнародних інформаційних джерел, розробила програму та обрала методи досліджень. Спільно з науковим керівником визначено мету, завдання дослідження,

підготувала наукові публікації та сформулювала висновки. Автор взяла активну участь у розробці методичних документів та їх впровадженні. Безпосередньо брала участь у організації та виконанні досліджень за всіма розділами дисертації. Особисто виконано вимірювання рівнів забруднення атмосферного повітря викидами автомобільного транспорту; зібрано та проаналізовано отримані результати вимірювань, проведено гігієнічну оцінку забруднення території дослідження викидами автомобільного транспорту; описано моделі прогнозування концентрацій забруднюючих речовин на основі методу множинної лінійної регресії; запропоновано спосіб прогнозування забруднення атмосферного повітря викидами автомобільного транспорту; обґрунтовано вибір моделі ISC-AERMOD View (Lakes Environmental) для оцінки експозиції населення, що формується викидами автомобільного транспорту; оцінено ризик для здоров'я населення, підготовлено відповідні карти та запропоновано алгоритм вирішення задач кількісної оцінки впливу та мінімізації ризиків, обумовлених викидами автомобільних транспортних засобів для здоров'я населення міст. Автор провела науковий аналіз та узагальнення результатів дослідження. Особистий внесок здобувача становить понад 90 % від загального обсягу роботи.

Апробація результатів дослідження. Основні положення дисертації доповідались і обговорювались на: міжнародній конференції «СЕЕСНЕ – 3rd Central and Eastern European Countries Conference on Health and Environment» (Румунія, Клюж-Напока, 2008); науково-практичних конференціях «Актуальні питання гігієни та екологічної безпеки України» (Київ, 2009, 2012, 2014, 2015); міжнародній науковій конференції студентів та молодих вчених «Молодь – медицині майбутнього» (Одеса, 2009); міжнародній конференції наукового товариства International Society of Exposure Science (ISES) «Transforming Exposure Science in the 21st Century» (США, 2009); науково-практичній конференції з міжнародною участю присвяченій 110-й річниці з дня народження Д. М. Калюжного (Київ, 2010); міжнародній

науково-практичній конференції присвяченій Всесвітньому дню здоров'я (Київ, 2010); п'ятій науково-практичній конференції «Екологічна безпека техногенно перевантажених регіонів. Оцінка і прогноз екологічних ризиків» (Ялта, 2010), 21-й щорічній конференції наукового товариства ISES «Advancing Exposure Science for Environmental Health» (США, 2011), XV з'їзді гігієністів «Гігієнічна наука та практика: сучасні реалії» (Львів, 2012); спільній конференції наукових товариств ISES, International Society of Environmental Epidemiology (ISEE), International Society for Indoor Air Quality and Climate «Environment and Health - Bringing South, North, East and West» (Швейцарія, 2013); міжнародній конференції наукового товариства ISES «Interdisciplinary Approaches for Health and the Environment» (Королівство Нідерланди, 2016); конференції Європейської молодіжної коаліції з довкілля та здоров'я «International Youth Conference on Environment, Health and Mobility» (Австрія, 2016).

Публікації. За темою дисертації опубліковано 11 наукових робіт, серед них 4 роботи у наукових фахових виданнях, що входять до переліку, затвердженого ДАК України, 3 у наукових фахових виданнях інших держав, та 4 публікації у інших наукових періодичних виданнях. Матеріали дисертації використані при написанні 27 тез доповідей, представлених на вітчизняних і міжнародних конференціях, форумах та з'їздах. Видано 3 інформаційні листи, отримано 2 патенти на корисну модель.

Структура та об'єм дисертації. Текст дисертації викладено на 219 сторінках комп'ютерного набору (обсяг основного тексту 158 сторінок) складається зі змісту, переліку умовних скорочень, вступу, п'яти розділів (огляд літератури, обґрунтування об'єму та методів досліджень, три розділи власних досліджень), заключної частини щодо аналізу та обговорення отриманих результатів, висновків, списку використаних джерел (всього 183, з них: українською та російською мовами – 85, англомовних – 98) і 3 додатків (А, Б, В). Робота ілюстрована 14 таблицями і 30 рисунками основного тексту. Додатки містять 14 таблиць та 9 рисунків.

РОЗДІЛ 1

СУЧАСНИЙ СТАН ПРОБЛЕМИ ХІМІЧНОГО ЗАБРУДНЕННЯ
АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ ВИКИДАМИ АВТОМОБІЛЬНОГО
ТРАНСПОРТУ (ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ)

Сучасний етап розвитку світової економіки та тенденції глобалізації призвели до непомірного зростання антропогенного впливу на навколишнє природне середовище та здоров'я людини [1, 2, 4, 5]. В умовах міста якість атмосферного повітря стала одним з визначальних чинників, що відповідають за формування безпечного для проживання людини довкілля. Реструктуризація промисловості, що мала місце в останні роки, а також невідпинне зростання людської потреби у мобільності призвели до перетворення засобів пересування на невід'ємний соціальний компонент, що не лише володіє потенціалом покращити та полегшити щоденне життя, але, водночас, і підірвати громадське здоров'я. Так, нещодавні оцінки свідчать про значне збільшення кількості автомобільного транспорту в містах України та зростання його негативного впливу на стан атмосферного повітря та, відповідно, на здоров'я населення [6-8]. За офіційними даними кількість автомобілів, що перебувають у приватній власності населення лише у м. Києві зростає у 4,5 рази, у порівнянні з 1990 роком [6, 51], що не може не відобразитися на умовах проживання та здоров'ї людей. Водночас, відповідно до результатів звіту проекту ВООЗ «Огляд даних щодо впливу забруднення повітря на здоров'я» (REVINAAP), який базується на експертному огляді та аналізі нових накопичених даних щодо забруднення повітря та стану здоров'я з метою покращення якості повітря та зменшення тягаря хвороб у Європейському регіоні, автомобільний транспорт є одним з основних джерел забруднення повітря міських населених пунктів та причиною розвитку патологічних станів здоров'я серед населення, що проживає у зоні впливу автомобільних шляхів[52].

1.1 Аналіз європейської та української політик у сфері транспорту, навколишнього середовища і здоров'я

Вперше міжнародне занепокоєння негативним впливом автомобільного транспорту було висвітлено «Хартією про транспорт, здоров'я та довкілля», ухваленою на Третій європейській конференції міністрів з питань довкілля та здоров'я (Лондон, 1999 рік) [53]. У 2002 р., за ініціативи Європейської економічної комісії ООН (ЄЕК ООН) та ВООЗ, на основі Хартії була ініційована «Загальноєвропейська програма з транспорту, довкілля та охорони здоров'я» (THE PER). Основним завданням програми стало сприяння більш здоровому та безпечному для довкілля транспорту в пан'європейському регіоні шляхом здійснення узгоджених та конкретних політичних дій у сфері транспорту, охорони довкілля та здоров'я. Однак, незважаючи на заявлені плани, у 2006 році Європейська комісія охарактеризувала транспортну систему Європейського Союзу (ЄС) як нестабільну і таку, що невпинно віддаляється від ідеї сталого розвитку [54]. Під час Третьої наради високого рівня у Амстердамі (січень 2009 року) міністри та інші високопоставлені представники країн-членів Європейської економічної комісії ООН (ЄЕК ООН) та ВООЗ підтвердили свою політичну підтримку ідеї сталого та здорового транспорту та підписали Амстердамську Декларацію «Ланки одного ланцюга: шляхи розвитку транспорту в інтересах здоров'я, навколишнього середовища та добробуту» (2009 р.), у якій чітко визначалися 4 пріоритетні завдання, що і лягли в основу діяльності «Загальноєвропейської програми з транспорту, довкілля та охорони здоров'я»: сприяти сталому економічному розвитку та створенню робочих місць шляхом інвестування у більш екологічні види транспорту; сприяти розвитку екологічно стійкої мобільності та ефективних транспортних систем; знизити викиди парникових газів та інших речовин, що викидаються транспортом, а також рівень транспортного шуму; сприяти впровадженню стратегій та заходів, спрямованих на забезпечення здорового та безпечного

транспорту [55]. Зазначені у Амстердамській декларації пріоритети були доповнені у рамках Паризької декларації (2014 р.) завданням: інтегрувати цілі у сфері транспорту, охорони здоров'я та довкілля у політику містобудівного і територіального планування [56]. У світлі поставлених завдань було розроблено ряд документів: рекомендації та методології, що стосуються оцінки впливу транспорту на здоров'я та пов'язаних з цим витрат та вигод, обумовлених нещасними випадками, забрудненням довкілля, шкідливими викидами в атмосферу, зниженням фізичної активності та іншими факторами [57-60], безпеки руху пішоходів та велосипедистів (2014 р.) [61]; керівництво з розробки національних планів дій у сфері транспорту, довкілля та здоров'я (2014 р.) [62]; рекомендації зі створення робочих місць у секторі екологічно чистого та здорового транспорту (2016 р.) [63].

На сьогодні «Загальноєвропейська програма з транспорту, довкілля та охорони здоров'я», учасницею якої є і наша країна (семінар з обміну досвідом, м. Київ, 2011 р.), вважається основною міжнародною платформою для обміну досвідом і спільної роботи у напрямку вирішення проблем транспорту у контексті довкілля та громадського здоров'я до 2020 р. [22]. Новий звіт держав-учасниць Програми «Від Амстердаму до Парижу і далі: Загальноєвропейська програма з транспорту, довкілля та охорони здоров'я 2009-2020» [5] відображає активні наміри подальшої співпраці, а нещодавно опублікований документ «Розробка національних планів дій у сфері транспорту, охорони здоров'я та довкілля» (2016 р.) є покроковим керівництвом з підготовки національних стратегій для розвитку екологічного і стійкого транспорту у будь-якій країні [64].

Питання безпечного для здоров'я та довкілля транспорту знайшло своє відображення у політиці Європейського Союзу і на законодавчому рівні, зокрема у низці Директив та Регламентів Європейського Парламенту та Ради Європи (ЄС) спрямованих на регулювання і зниження викидів забруднюючих речовин автомобільним транспортом, розбудову транспортних систем та

підтримки «чистого» дорожнього транспорту у рамках досягнення Глобальних цілей сталого розвитку 2016-2030 [65] і зобов'язань Паризької угоди Рамкової конвенції ООН про зміну клімату (2015 р.) Основними з них є: Директива 93/116/ЕС з адаптації до технічного прогресу Директиви 80/1268/ЕЕС щодо споживання палива автомобільним транспортом (від 17.12.1993 р.); Директива 98/70/ЄС щодо якості бензину та дизельного палива та внесення змін до Директиви Ради 93/12/ЄЕС (від 3.10.1998 р.); Директива 1999/94/ЕС стосовно доступу споживачів до інформації про економію пального та обсягу викидів CO₂ при реалізації нових легкових автомобілів (від 13.12.1999 р.); Директива 1999/32/ЄС щодо зменшення вмісту сірки у певних видах рідкого палива (від 26.04.1999, зі змінами від 6.06.2005 р. Директива 2005/33/ЕС); Директива 2002/51/ЄС про зниження рівня викидів забруднюючих речовин дво- та трьохколісними транспортними засобами та внесення змін до Директиви 97/24/ЄС (від 19.07.2002 р.); Регламент (ЄС) № 692/2008 щодо застосування і внесення змін до Регламенту Європейського Парламенту і Ради (ЄС) № 715/2007 про затвердження типу механічних транспортних засобів стосовно викидів легкових пасажирських та вантажних транспортних засобів (Євро 5 і Євро 6) та про доступ до інформації щодо ремонту і технічного обслуговування транспортних засобів (від 18.07.2008 р.); Директива ЄС 2008/50/ЄС про якість атмосферного повітря та чистіше повітря для Європи (від 21.05.2008 р.); Директива 2009/33/ЕС щодо підтримки чистого та енергоефективного дорожнього транспорту (від 23.04.2009 р.); Директива 2009/28/ЄС про заохочення до використання енергії, виробленої з відновлюваних джерел та якою вносяться зміни до, а в подальшому скасовуються Директиви 2001/77/ЄС та 2003/30/ЄС та 2003/30/ЕС (від 23.04.2009), Регламент (ЄС) №443/2009 Європейського Парламенту та Ради Європи, що встановлює експлуатаційні показники викидів для нових пасажирських автомобілів, як частину комплексного підходу Співтовариства до зменшення викидів CO₂ легковими транспортними засобами (від

23.04.2009 р.); Регламент № 49 Європейської економічної комісії Організації Об'єднаних Націй (ЄЕК ООН) – загальні положення щодо заходів, спрямованих на обмеження викидів газоподібних і твердих забруднюючих речовин двигунами із запалюванням від стиснення, призначеними для використання на транспортних засобах, а також викидів газоподібних забруднюючих речовин двигунами з примусовим запалюванням, що працюють на природному газі чи зрідженому нафтовому газі і призначені для використання на транспортних засобах (від 23.04.2009 р.); Директива 2010/40/ЄС Європейського Парламенту та Ради про структуру розгортання інтелектуальних транспортних систем у сфері автомобільного транспорту і для взаємодії з іншими видами транспорту (від 7.07.2010 р.); Стратегія Європейської Комісії (ЄК) «Транспорт 2050» (2011 р.); Регламент (ЄС) № 1315/2013 про Настанови Союзу для розвитку транс-європейської транспортної мережі та скасування Рішення № 661/2010/ЄС (від 11.12.2013 р.); Директива 2014/45/ЄС про періодичні тестування на придатність до експлуатації для моторних транспортних засобів та їх причепів і припиняє дію Директиви 2009/40/ЄС (від 3.04.2014 р.).

На території Європейського союзу, з метою реалізації вимог зазначених у керівних документах із зменшення обсягів пробігових викидів для автомобільного транспорту діоксиду вуглецю (CO₂) та інших забруднюючих речовин, на сьогоднішній день ефективно діють європейські екологічні стандарти викидів забруднюючих речовин формату Євро. Стандарти Євро є результатом підписаної у 1998 р. домовленості між Європейською Асоціацією Автовиробників (European Automobile Manufacturers Association – ACEA) та Європейською Комісією про розробку низки стандартів пального для зниження та регулювання викидів від дизельних та бензинових автомобілів. На сьогодні у країнах ЄС діє стандарт Євро 6, відповідно до якого викиди діоксиду вуглецю новими легковими автомобілями повинні бути меншими ніж 130 грам на кілометр шляху.

Стандарт також визначає вимоги до викидів оксидів азоту, вуглеводнів, летких органічних сполук та зважених часток (PM) [66]. Результатом довготривалих удосконалень у автомобільній галузі та впровадження стандартів Євро, за оцінками Європейської Асоціації Автовиробників, є зниження викидів діоксиду вуглецю від легкових приватних та комерційних автомобілів до рівня 123,49 г/км у 2016 р. порівняно з 1869 г/км у 1995 р. із подальшим запланованим скороченням викидів для нових авто ще на 42% відносно показників 2005 р. [67].

Усвідомлення значущості впливу транспорту на умови проживання людини та її здоров'я, зокрема забруднення повітря викидами автомобільного транспорту, що знайшли своє відображення також у міжнародних наукових проектах спрямованих на оцінку ризиків для здоров'я населення, обумовлених діяльністю транспортного сектору «Health effects of risks of transport systems» (HEARTS) за підтримки ООН і ВООЗ та «European Study of Cohorts for Air Pollution Effects» (ESCAPE) – дослідження впливу забруднення атмосферного повітря, включаючи викиди автомобільного транспорту, на здоров'я населення у європейському регіоні, що реалізується за сприяння ЄС [54, 68].

Що стосується законодавчих ініціатив на теренах нашої країни, Законом України «Про охорону атмосферного повітря» (від 16.10.1992 № 2707-ХІІ, редакція станом на 18.10.2012) передбачені розробка та здійснення комплексу заходів спрямованих на зменшення забруднення, обумовленого викидами транспортних засобів, включаючи автомобільний транспорт (стаття 17 Закону) [25]. В останні роки, з метою зменшення викидів забруднюючих речовин у атмосферне повітря, в тому числі автомобільним транспортом, та зниження відповідного негативного впливу на стан здоров'я населення, Україною ратифіковано низку міжнародно-правових угод та розроблено серію законодавчих ініціатив, таких як: ЗУ «Про основні напрямки державної політики України в галузі охорони довкілля, використання природних ресурсів та забезпечення екологічної безпеки» (п. 4,

5, 29, Постанова Верховної Ради України від 05 березня 1998 р. №188/98-ВР) [69]; ЗУ «Про приєднання України до Угоди про прийняття єдиних технічних приписів для колісних транспортних засобів, предметів обладнання та частин, які можуть бути встановлені та/або використані на колісних транспортних засобах, і про умови взаємного визнання офіційних затверджень, виданих на основі цих приписів, 1958 року з поправками 1995 року» (ЗУ №1448-III від 10.02.2000 р) [70]; ЗУ «Про заборону ввезення і реалізації на території України етилованого бензину та свинцевих добавок до бензину» (ЗУ № 2786-III від 15.11.2001 р.) [31]; ЗУ «Про деякі питання ввезення на митну територію України та реєстрації транспортних засобів» (№2739-IV від 06.07.2005 р.) [27]; Наказ Президента «Про прийняття єдиних умов періодичних технічних оглядів колісних транспортних засобів і про взаємне визнання таких оглядів» (№ 159/2006 від 28.02.2006 р.) [71]; Директива ЄС 2008/50/ЄС «Про якість атмосферного повітря та чистіше повітря для Європи» [28], «Стратегія національної екологічної політики України на період до 2020 року» (ЗУ №2818-VI від 21.12.2010 р.) [29], «Транспортна стратегія на період до 2020 року» (розпорядження КМУ №2174-р від 20.10.2010 р.) [30]; «Національний план дій з охорони навколишнього природного середовища України на період 2011-2015 роки» (Розпорядження КМУ №577-р від 25.05.2011 р.) [31]; ЗУ «Про внесення змін до Закону України «Про деякі питання ввезення на митну територію України та реєстрації транспортних засобів» щодо колісних транспортних засобів» (ЗУ № 5177-VI від 06.07.2012 р.) [72]; «Протокол про стратегічну екологічну оцінку» (ЗУ №562-VIII від 01.07.2015 р.) [73]. Окрім того, питання захисту навколишнього середовища від негативного впливу транспортного сектору знайшло своє відображення у ряді наказів Міністерства інфраструктури України, таких як «Про затвердження галузевої програми енергозбереження та впровадження альтернативних видів палива на транспорті на 2006-2010 рр.» [74], «Галузева Програма з енергоефективності в секторах транспорту та зв'язку на 2010-2014 рр.» [75], пріоритетними завданнями яких

були перебудова транспортної інфраструктури у відповідності з потребами розвитку виробництва та соціальної сфери, модернізація основних фондів транспорту на основі досягнень науково-технічного прогресу, підвищення енергоефективності, покращення ефективності транспортної інфраструктури, а також розширення використання альтернативних видів пального. Проте, реалізація зазначених документів принесла неоднозначні результати та не відбулася у повному обсязі.

З урахуванням вимог Директиви 98/70/ЄС від 13.10.1998 р. щодо якості бензину та дизельного палива, а також Директиви 2005/33/ЄС від 06.06.2005 р. щодо зменшення вмісту сірки у певних видах рідкого палива [76, 77], КМУ було затверджено «Технічний регламент щодо вимог до автомобільних бензинів, дизельного, суднових та котельних палив» (Постанова №927 від 1.08.2013 р.) [33], який встановлює вимоги до палив, що виробляються, вводяться в обіг та реалізуються на території України. Відповідно до Технічного регламенту, кінцевим терміном введення в обіг автомобільних бензинів та дизельного палива екологічного класу Євро 4 є 31.12.2017 р., а Євро 5 – термін не обмежено, що свідчить про відставання нашої країни від європейських сусідів у питаннях регулювання викидів автомобільного транспорту. На сьогодні в Україні діють стандарти палива «ДСТУ 4839:2007. Бензини автомобільні підвищеної якості. Технічні умови» і «ДСТУ 4840:2007. Паливо дизельне підвищеної якості. Технічні умови, які задовольняють вимоги сучасних нових імпортованих автомобілів, відповідають нормам Євро 3 та Євро 4 та є гармонізованими з європейськими стандартами EN 228:2004 та EN 590:2004 у частині технічних вимог і методів контролювання» [79, 80].

У рамках міжнародної співпраці, Україна приймає участь у діяльності «Загальноєвропейської програми з транспорту, довкілля та охорони здоров'я» (THE PER), зокрема стосовно розробки схем сталого та здорового транспорту в містах, та ініціативі Європейського Союзу «Східне партнерство», що була започаткована 2009 р. та є продовженням східного

напрямку Європейської політики сусідства і вимагає приведення Україною існуючого законодавства та стандартів у відповідність до діючих європейських вимог. Заплановано, що реформування у сфері транспорту будуть стосуватися, зокрема, стандартів, підвищення безпеки на дорозі та покращення планування інфраструктури, з метою інтеграції до транс'європейської транспортної мережі [81].

Таким чином, Україна вже стала на шлях розуміння пріоритетності проблем транспортного сектору у контексті сталого розвитку, довкілля та здоров'я. Однак, незгодженість урядової як фінансової так і інституційної підтримки законодавчих ініціатив створює перешкоди для ефективної реалізації заходів та стратегій з екологізації транспортного сектору, просування альтернативних палив, забезпечення безпечних умов проживання населення та захисту громадського здоров'я. Водночас, недостатність методичного забезпечення та інформаційних ресурсів для оцінки впливу автомобільного транспорту на здоров'я населення і умови його проживання обмежують можливості розробки ефективних заходів з мінімізації цього впливу, які мали б стати підґрунтям для розробки та реалізації програм розвитку транспортного сектору та ініціатив з покращення та захисту здоров'я населення.

1.2 Автомобільний транспорт як фактор впливу на стан повітряного середовища та здоров'я населення міст

За даними Організації економічного співробітництва та розвитку (ОЕСР), вклад світового транспортного сектору у загальний обсяг викидів до атмосферного повітря хімічних забруднюючих речовин становить 46 % [82]. Оцінка викидів різними галузями економіки України показала, що 38 % загального забруднення атмосферного повітря формується за рахунок викидів транспортного сектору (рис. 1.1). Якщо оцінювати внесок автомобільного парку в загальне забруднення атмосферного повітря країни, то

його частка лише за діоксидом вуглецю складає 72 % (рис. 1.1) [6, 51, 83, 84]. Щодо інших забруднюючих речовин, за даними статистичної звітності у 2015 р., частка викидів автомобільного транспорту за оксидом вуглецю становила 60 %, за оксидами азоту – 25 % та за сірки діоксидом – близько 2 % від загального забруднення [51], що свідчить про його домінуючу роль у забрудненні атмосферного повітря у порівнянні з іншими видами транспорту. Окрім того, аналіз динаміки даних забруднення вказує на щорічне зростання обсягів викидів, що обумовлено стрімкими темпами автомобілізації та неконтрольованим збільшенням кількості авто, які перебувають у приватній власності громадян [6, 51, 83, 84].

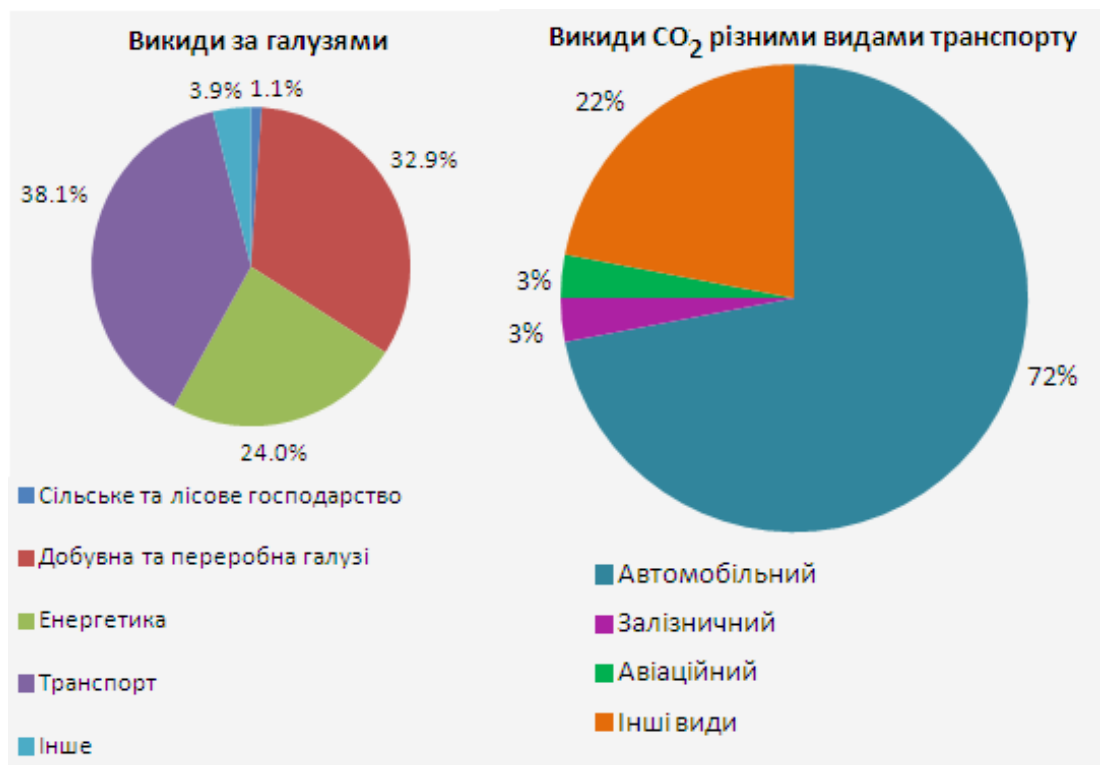


Рис. 1.1 Частка транспортного сектору у структурі забруднення атмосферного повітря України

Забруднення атмосферного повітря автомобільним транспортом відбувається в основному відпрацьованими газами через випускную систему автомобіля, а також, у дещо меншій мірі, картерними газами через систему

вентиляції картера двигуна та вуглеводневими випаровуваннями бензину із системи живлення двигуна (бака, фільтрів, трубопроводів) при заправці та у процесі експлуатації. Основними забруднюючими речовинами є: оксид вуглецю (CO), діоксид вуглецю (CO₂), оксиди азоту (загальна формула NO_x - основна сполука азоту діоксид NO₂), вуглеводні (C_nH_m), альдегіди (RCHO), ароматичні вуглеводні поліциклічної будови, що володіють канцерогенним ефектом, зокрема бенз(а)пірен (C₂₀H₁₂), сполуки сірки (основна сполука - сірки діоксид SO₂), формальдегід (CH₂O), пил недиференційований за складом (пил НДЗС) та тверді зважені частки різного діаметру (з аеродинамічним діаметром часток: менше 10 мкм - PM₁₀; менше 2,5 мкм - PM_{2,5}; менше 1 мкм - PM₁) [3, 9, 85, 86].

У місцях, прилеглих до автомагістралей з інтенсивним рухом транспорту, вміст токсичних речовин у міському повітрі може перевищувати допустимі рівні в десятки разів. Так, виявлено, що над великими містами атмосфера містить у 10 разів більше аерозолів та у 25 разів більше газів [87, 88]. Характер та інтенсивність забруднення повітряного басейну автотранспортом залежать від ряду факторів, таких як [3, 9]:

- категорія транспортного засобу,
- тип двигуна та пального, що використовується,
- технічний стан та вік авто,
- контроль вмісту токсичних речовин у відпрацьованих газах,
- організація руху автомобілів,
- планування транспортно-дорожньої мережі та інфраструктури,
- метеорологічні та кліматичні умови.

Окрім того, встановлено, що автомобільний транспорт як джерело забруднення атмосферного повітря характеризується індивідуальною специфікою, у порівнянні з іншими джерелами забруднення, яка полягає у [3]:

- високих темпах росту кількості автомобілів у порівнянні зі стаціонарними джерелами викидів;

- просторовій розповсюдженості (автомобілі рухаються по території міста \ країни, створюючи підвищений фон забруднення);
- розташуванні у безпосередній близькості до місць проживання людей;
- високій токсичності викидів у порівнянні з викидами стаціонарних джерел;
- технічній складності реалізації індивідуального захисту населення від негативного впливу забруднення;
- невисокому розташуванні джерел від земної поверхні, у наслідок чого відпрацьовані гази накопичуються у зоні дихання людини і гірше розсіюються вітром у порівнянні зі стаціонарними джерелами.

Таким чином, автомобільний транспорт є складним та багатостороннім фактором впливу на навколишнє середовище, що за своєю специфікою значно відрізняється від стаціонарних джерел викиду і потребує окремої уваги та підходів з точки зору оцінки впливу на здоров'я населення, особливо в межах міських населених пунктів, де проблема завантаженості автодоріг знаходиться у списку першочергових.

Вцілому, усі роботи, що стосуються забруднення атмосферного повітря викидами автомобільного транспорту, концентруються на дослідженні впливу останнього на:

- серцево-судинну захворюваність,
- розвиток хвороб органів дихання,
- зростання частоти випадків раку і передчасної смерті.

Пріоритетними забруднюючими речовинами, відповідно до досліджень останніх років, є азоту діоксид, оксид вуглецю, сірки діоксид та зважені частки з аеродинамічним діаметром часток до 10 мкм (PM_{10} , $PM_{2,5}$, PM_1) [21, 89-91].

Літературні дані свідчать, що проживання поблизу автодоріг є фактором, що підвищує ризик розвитку захворювань серцево-судинної системи та органів дихання [16, 17]. Встановлено, що навіть короткострокова експозиція забрудненню зваженими частками може сприяти загостренню

існуючих хвороб органів дихання та серцево-судинної системи, а за умови тривалої дії зростає ризик розвитку нових серцево-судинних хвороб та, у окремих випадках, смерті [91-94]. Так, за даними S. D. Adar та J. Schwartz, присутність у повітрі, обумовлених викидами автомобільного транспорту, забруднюючих речовин є фактором ризику розвитку серцево-судинних захворювань серед людей похилого віку та тих осіб, що вже мають певні проблеми з серцем [20, 90]. Найбільш тісний взаємозв'язок між варіабельністю серцевого ритму та забрудненням відмічається для зважених часток, зокрема для $PM_{2,5}$ [20] та PM_1 [95]. Відповідно до оцінок ВООЗ, забруднення повітря зваженими частками є причиною скорочення тривалості життя на 8,7 місяців серед населення Європейського Союзу [96]. G. Ноек та співавтори у популяційному дослідженні, що включало 5000 учасників у Нідерландах, вказують на взаємозв'язок між кардіопульмонологічною смертністю і забрудненням атмосферного повітря. Більш високі рівні смертності спостерігалися серед населення проживаючого на відстані 50-100 м від дороги та за умов підвищених рівнів забруднення атмосферного повітря, у порівнянні з групами, що зазнають експозиції фоновим концентраціям [91]. Окрім того, деякі автори відмічають [92], що тривале перебування у зоні впливу забруднення повітря під час пересування приватним чи громадським транспортом підвищує ризик виникнення інфаркту міокарда серед чутливих груп населення майже у 3 рази (OR: 2,9; 95 % CI: 2,2-3,8) [92]. У дослідженнях з вивчення поширеності атеросклерозу, у тому числі цереброваскулярного, Н. Н. Філатов та співавтори показали, що у м. Москва одночасно зі зростанням кількості автомобільного транспорту спостерігалось підвищення індексу забруднення повітря та, відповідно, частоти цереброваскулярних хвороб ($r = 0,932$; $p < 0,05$) [97].

Слід зазначити, що огляд актуальних досліджень свідчить, що значна частина робіт останніх років, вказує на залежність захворюваності органів дихання серед дитячого населення та забрудненням атмосферного повітря

викидами автомобільного транспорту. Так, наприклад, К. Л. Антонов та співавтори виявили статистично достовірний взаємозв'язок між концентраціями забруднюючих речовин у атмосферному повітрі у місцях розташування дитячих дошкільних закладів та дитячою захворюваністю: перевищення нормативних значень забруднення призводить до зростання частоти клінічно зареєстрованих випадків хвороб у 2 рази [98]. Схожі результати було отримано А. В. Іваненко та співавторами у м. Москва, де за даними соціально-гігієнічного моніторингу встановлено, що у дітей, які проживають на територіях поблизу крупних автомагістралей, у 1,5-2 рази частіше, ніж у середньому по місту, реєструються захворювання глибоких відділів органів дихання (бронхіт, пневмонія, а також хронічні захворювання аденоїдів та мигдалин, хронічний фарингіт, назофарингіт і синусит). Високі рівні захворюваності дітей хронічними хворобами органів дихання, алергічним ринітом та бронхіальною астмою також відмічаються на територіях житлових кварталів, розташованих неподалік від крупних автодоріг [99]. У Волгоградській області РФ дослідження поширеності захворюваності серед дитячого населення виявили кореляційну залежність між забрудненням повітря викидами автомобільного транспорту і загальною захворюваністю ($r = 0,96$; $p < 0,05$) та хворобливістю дитячого населення ($r = 0,87$; $p < 0,05$) [100]. Коефіцієнти кореляції з розбиттям на групи за захворюваністю склали ($p < 0,05$): для захворювань органів дихання – 0,96, крові та кровотворних органів – 0,80 та новоутворень – 0,70 [100]. Аналогічні результати отримано і у роботах європейських авторів. Дослідження дитячої захворюваності у 24 голландських школах, розташованих в радіусі до 400 м від автодоріг з інтенсивним рухом транспорту, вказує на зростання частоти неалергічних хвороб органів дихання серед дітей віком 7-12 років [101], обумовлених викидами сажі та $PM_{2.5}$. Інша робота, що охопила 5421 дітей у віці 5-11 років у м. Дрезден (Німеччина) показала, що забруднення атмосферного повітря такими сполуками як оксид вуглецю, азоту діоксид і бензол, підвищує ризик виникнення бронхіту та частоту ранкового кашлю

серед дітей, а експозиція оксидом вуглецю та азоту діоксидом впливає на бронхіальну гіперреактивність у дитячого населення [102]. Вимірювання концентрацій азоту діоксиду біля будинків 208 дітей [13] виявило зростання ризику захворювання на астму у дорослому віці (OR 1,83; CI: 1,04 – 3,22) серед тих дітей, поблизу місць проживання яких спостерігалися понад фонові рівні забруднення [13]. Окрім того було встановлено залежність між захворюваністю та віддаленістю місць проживання від автодоріг. У дослідженні G. Pershagen та співавторів виявлено позитивний кореляційний зв'язок між отриманою шляхом моделювання концентрацією азоту діоксиду та респіраторними проявами серед дитячого населення [103]. Відносний ризик виникнення бронхіту становив 2,7 (95 % CI: 1,1 – 6,8) за умови експозиції високими рівнями концентрації дівчаток віком до 48 місяців. Подібні залежності не спостерігалися для хлопчиків [103].

Що стосується дорослого населення, то анкетне опитування 6109 дорослих, що мешкали неподалік від 55 постів спостереження загальної системи моніторингу за станом атмосферного повітря у Швеції виявило, що експозиція сірки діоксидом (концентрація протягом 6 місяців спостереження варіювала у межах від 1,7 до 16,0 мкг/м³) була причиною виникнення захворювань верхніх дихальних шляхів, нападів кашлю та інтенсивного виділення мокроту [104].

У ряді публікацій також відображено вплив викидів автомобільного транспорту на збільшення показників онкологічної захворюваності серед населення. Так, за даними досліджень, проведених у Білорусії (м. Мінськ), канцерогенний ризик від забруднення атмосферного повітря склав 8×10^{-5} , що може проявлятися у 2-х додаткових випадках на 10 тис. населення онкозахворювань на рік [105]. Водночас ризик для здоров'я населення, проживаючого на при магістральних територіях, становив 9×10^{-4} , що може обумовлювати до 9 додаткових випадків смерті до існуючого фонового рівня на рік [105]. Відповідно до результатів, отриманих С. Л. Аваліані та співавторами [106], канцерогенний ризик для здоров'я населення, що

перебуває в зоні впливу автомобільного транспорту у м. Москва знаходився на рівні 10^{-4} , що, в цілому, є характерним для більшості сучасних великих міст. Сумарний канцерогенний ризик оцінювався, для 10 канцерогенних сполук, що входили до складу вихлопних газів. Найвищий показник індивідуального канцерогенного ризику склав 10^{-3} , що свідчило про необхідність розробки заходів орієнтованих на зменшення негативного впливу та захист здоров'я населення. Окрім того, було встановлено зниження показників канцерогенного ризику зі збільшенням відстані від автодоріг, що були фактором впливу. Найбільший вклад у формування канцерогенного ризику вносили наступні речовини: акролеїн, формальдегід, мідь та сажа [106].

Ряд епідеміологічних досліджень, такі як проведені Американською асоціацією з вивчення раку (ACS) та проспективне (починаючи з 1974 р.) дослідження впливу забруднення повітря на рівень смертності серед населення 6 американських міст (Harvard Six City Study), підтверджують значну роль забруднення повітря азоту діоксидом та PM_{10} у розвитку раку легень серед населення [107, 108] та зростання ймовірності розвитку хвороби у залежності від відстані розташування житла по відношенню до автодоріг з інтенсивним рухом транспорту (>10000 авто на день) [109].

Таким чином, значна кількість робіт, а також статистичні дані, свідчать про зростаючу роль автомобільного транспорту як фактору, що відповідає за формування стійкого забруднення повітря, особливо у містах та обумовлює підвищені рівні неінфекційної захворюваності та смертності серед населення. Зважаючи на той факт, що автомобільний транспорт за своєю специфікою значно відрізняється від стаціонарних джерел викиду, актуальним є питання пошуку підходів та інструментів для оцінки його негативного впливу, а також розробки ефективних заходів спрямованих на захист громадського здоров'я.

1.3 Методичні підходи до оцінки експозиції населення викидами автомобільного транспорту

В процесі щоденної активності кожна людина контактує з чисельною кількістю хімічних речовин у різних мікросередовищах. Тривалість цього контакту визначає індивідуальну експозицію, що відповідає за формування хронічних чи гострих реакцій організму, зокрема серед чутливих груп населення.

Оцінка експозиції (впливу) є одним з важливих і, як правило, найбільш точних етапів оцінки ризику, у процесі якого встановлюється кількісний рівень надходження речовини до організму людини певним шляхом [110-112]. Відповідно до діючих національних та міжнародних методичних документів, експозиція визначається як контакт організму (рецептора) з хімічним, фізичним чи біологічним агентом [110-112]. Таким чином, етап оцінки експозиції, як складова методології оцінки ризику для здоров'я населення, передбачає кількісну характеристику експозиції (визначення концентрацій діючої забруднюючої речовини для подальшого розрахунку доз), оцінку часу, частоти та тривалості впливу, а також встановлення чисельності популяції та чутливих груп населення, які знаходяться чи вірогідно можуть перебувати у зоні несприятливого для здоров'я впливу [39, 42, 44, 46, 111].

Відомо, що процес оцінки експозиції від забруднення атмосферного повітря традиційно складається з 3-х основних етапів [39, 42, 44, 46, 110-112]:

- характеристики території дослідження, яка включає аналіз таких основних показників як клімат, метеорологічні умови, аналіз популяції, рослинний світ тощо);
- оцінки маршруту впливу, що описує джерела забруднення, механізм надходження хімічної речовини у навколишнє середовище, трансформацію

полютантів у різних середовищах, місце потенційного контакту з населенням (рецепторна точка), а також шляхи надходження в організм людини;

- визначення ступеню впливу – кількісної характеристики експозиції, що виражається як концентрація конкретної забруднюючої речовини у конкретному середовищі на одиниці об'єму за певний часовий період.

Тобто основною метою гігієнічної оцінки експозиції є визначення характеру, часу та особливостей пливу кожного джерела забруднення у ланцюгу «джерело-здоров'я населення». Концентрації тієї чи іншої забруднюючої речовини можуть визначатися на основі даних отриманих двома основними методами: прямим (персональний моніторинг та використання біологічних маркерів) та опосередкованим (відбір проб, моделювання забруднення та експозиції, анкетування) [39, 46, 110-112] чи поєднанням обох з метою найбільш точної оцінки рівнів впливу несприятливих факторів на організм людини.

Беручи до уваги той факт, що хімічні речовини, які надходять в атмосферне повітря з викидами автомобільного транспорту, найбільш активно розповсюджуються на територіях безпосередньо прилеглих до автодоріг, населення, що мешкає у таких районах зазнає експозиції підвищеними, у порівнянні з фоновими рівнями, концентраціями хімічних речовин та знаходиться у групі підвищеного ризику розвитку патологічних станів здоров'я. Оцінка експозиції населення, обумовленої викидами автомобільного транспорту, є досить складним завданням, зважаючи на специфіку транспортного засобу як джерела забруднення та високу варіабельність концентрацій основних забруднюючих речовин як у просторовому та і в часовому розрізах [3, 9, 47, 48].

Епідеміологічні дослідження та роботи з оцінки ризику для здоров'я населення послуговуються різними методами оцінки експозиції. Однак, основними підходами до оцінки експозиції, які дозволяють встановити кількісну величину впливу забруднюючої речовини, є [9]:

- аналіз даних системи моніторингу за станом атмосферного повітря населених пунктів;
- вимірювання рівнів забруднення повітря у сельбищних зонах населених пунктів (в т.ч. використання персональних моніторів, для визначення індивідуальної експозиції);
- використання математичних моделей прогнозування забруднення.

Слід зазначити, що всі три перелічені методи можуть використовуватися як окремо, так і у поєднанні.

Вивчення короткострокових і довгострокових впливів забрудненого атмосферного повітря вимагає наявності даних стосовного 1-годинної та добової варіабельності забруднення на території дослідження, які, зазвичай, можуть бути представлені у вигляді концентрацій забруднюючих речовин, наданих мережею стаціонарних постів спостереження за забрудненням атмосферного повітря [113-116] зокрема тих, що знаходиться найближче до місця проживання кожного з учасників дослідження. Однак, оскільки автомобільний транспорт є джерелом забруднення, що визначає концентрації забруднюючих речовин на локальному рівні (доведено варіабельність забруднення навіть у межах 50 м [117, 118]), дані стаціонарних постів спостереження не завжди повною мірою відповідають реальним концентраціям, присутнім у повітрі поблизу автодоріг. Так, у містах часто пости спостереження за станом атмосферного повітря розташовані досить розкидано, на відстанях до 10 км один від одного. Вибір місць для розташування станцій спостереження за станом атмосферного повітря, як правило, визначається таким чином, щоб максимізувати регіональну репрезентативність та мінімізувати вплив локальних джерел, таких як окремі стаціонарні джерела чи автомобільний транспорт, що знижує репрезентативність моніторингових даних для задач оцінки експозиції та розрахунків ризику для здоров'я населення у сельбищних зонах. Окрім того, досить часто станції централізованої системи моніторингу не є достатньо обладнаними для реєстрації забруднюючих речовин, що викидаються власне

автомобільним транспортом, що також значною мірою ускладнює оцінку забруднення.

Так аналіз розташування станцій спостереження за станом атмосферного повітря у м. Києві показав, що основна частина постів зосереджена у центральній частині міста, в той час як у лівобережній частині, яка характеризується високою щільністю житлової забудови, розміщено лише 3 станції (рис. 1.2).

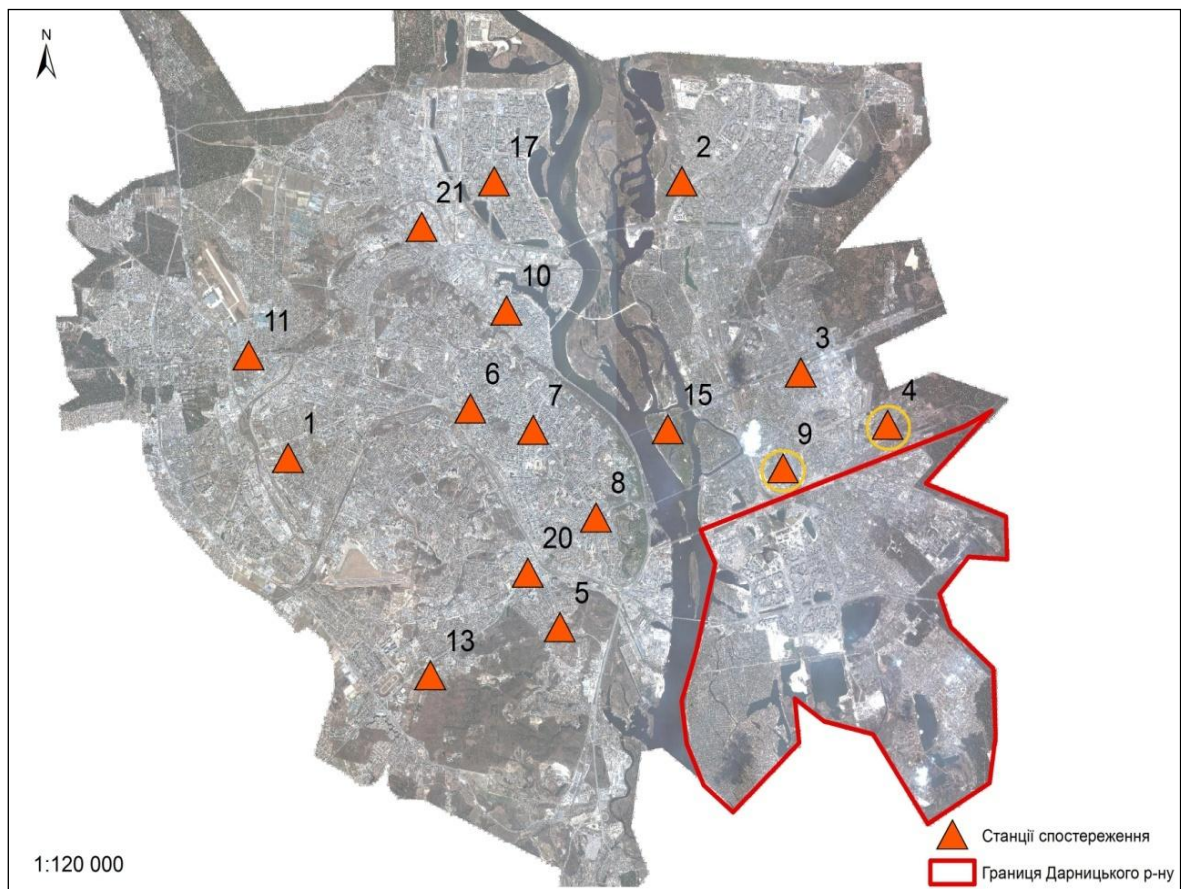


Рис. 1.2 Розташування станцій спостереження за забрудненням атмосферного повітря в м. Київ

Водночас, у Дарницькому районі м. Києва, у якому у рамках представленої роботи проводили частину інструментальних вимірювання рівнів забруднення атмосферного повітря, станції спостереження за забрудненням атмосферного повітря відсутні, а найближчі пости № 4 по

вул. Лазо, 2 та №9 по вул. Каунарська, 10а розташовані в Дніпровському районі. Таким чином, визначення рівнів забруднення атмосферного повітря в межах житлових масивів Дарницького району на основі даних, отриманих на вище зазначених постах спостереження, не дозволяє в повній мірі оцінити варіабельність забруднення в межах сельбищних зон та експозицію населення забрудненням, обумовленим викидами автомобільного транспорту.

Отже, дані стаціонарних постів спостереження за станом атмосферного повітря можуть слугувати лише для оцінки забруднення на регіональному рівні та не можуть бути використаним для гігієнічної оцінки експозиції населення в умовах високої варіабельності концентрацій забруднюючих речовин на локальному рівні.

Прямим та відносно доступним методом оцінки забруднення, обумовленого викидами автомобільного, транспорту і відповідних рівнів експозиції населення є проведення серії польових досліджень з вимірювання концентрацій забруднюючих речовин у двох основних середовищах: у сельбищній зоні біля автомобільних доріг та у салонах транспортних засобів [9]. Однак, недоліками польових досліджень є потреба солідної інструментальної бази та тривалий час досліджень.

Зважаючи на зазначене, додаткові інструменти, такі як різні типи математичних моделей, можуть бути використані як для аналізу даних станцій моніторингу та окремих вимірювань, так і для побудови сценаріїв експозиції з урахуванням особливостей території дослідження.

Розвиток геоінформаційних систем (ГІС) та зростання їх доступності в останнє десятиліття сприяли більш активному використанню підходів математичного моделювання для вирішення завдань оцінки експозиції населення забрудненням атмосферного повітря, обумовленим викидами автомобільного транспорту [119]. Використання методів математичного моделювання дозволяє доповнити дані про забруднення атмосферного повітря на ділянці дослідження інформацією стосовно особливостей

території, відстаней до найближчих джерел викидів, типів землекористування, щільності проживання населення та іншими даними, які можуть бути значимими при оцінці просторового поширення забруднення.

Розрізняють 5 основних категорій моделей, які можуть бути використані для оцінки експозиції викидами автомобільного транспорту [9, 120]:

- моделі, що базуються на використанні набору інструментів ГІС аналізу «Proximity» («близкість розташування»);
- геостатистичні моделі;
- регресійні моделі з урахуванням характеристик території дослідження (Land-use regression models – LUR);
- моделі розсіювання забруднення у приземному шарі атмосферного повітря;
- гібридні моделі, що поєднують один чи декілька з вищеперерахованих підходів з даними індивідуального моніторингу з метою оцінки індивідуальної експозиції.

В таблиці 1.1 наведено короткий огляд вищезазначених підходів моделювання з роз'ясненням принципу, що лежить в основі, а також існуючих переваг та недоліків застосування. З таблиці видно, що незважаючи на простоту та доступність використання моделей, що базуються на аналізі просторових взаємозв'язків та геостатистичних підходах, найвищою достовірністю та точністю оцінок характеризуються регресійні моделі та моделі розсіювання концентрацій забруднюючих речовин.

Регресійні моделі (Land-use regression models, LUR) розглядають концентрацію забруднюючої речовини як змінну, що залежить від ряду факторів, незалежних змінних, таких як параметри транспортного потоку, щільність автодоріг у точці дослідження, домінуючі типи землекористування, метеорологічні показники та ін., які є визначальними для прогнозування концентрації у заданій точці.

Огляд основних моделей кількісної оцінки експозиції населення забрудненням повітря, обумовленим викидами автомобільного транспорту

Тип моделі	Принцип	Вхідні дані	Переваги	Недоліки
1	2	3	4	5
На основі GIS аналізу «Proximity»	Аналіз просторових взаємозв'язків	Дані щодо інтенсивності транспорту, відстаней до найближчих автодоріг, анкетних опитувань та ін., які виступають в якості індикатора експозиції	Легкість виконання, інформативність	Слабка кореляція результатів з іншими типами моделей та результатами польових досліджень [121, 122]; не враховано фізико-кліматичні характеристики території дослідження
Геостатистичні моделі [119, 122-124]: - принцип середнього арифметичного; - метод найближчого сусідства; - метод зворотних зважених відстаней (IDW); - кригінг	Просторова інтерполяція точкових даних шляхом вибору аналітичної моделі на основі базового рівняння: $z(x_0) = \sum_{i=1}^n \lambda_i \cdot z(x_i) \text{ та } \sum_{i=1}^n \lambda_i = 1,$ де λ_i середньозважений показник кожної сусідньої точки вимірювань	Вимірювання концентрацій забруднюючих речовин, виконані з урахування топографічних характеристик ділянки дослідження та розташування стаціонарних джерел викидів. Дані стаціонарних постів спостереження	Гнучкість, легкість виконання	Надійність результатів залежить від валідності та кількості вимірювань і / або розгалуженості мережі моніторингових станцій; не можливість попередньої оцінки точності просторової інтерполяції та ймовірної похибки
Регресійні моделі	Концентрація забруднюючої речовини у заданій точці описується рівнянням	Натурні вимірювання рівнів забруднення, фізико-географічні показники, що	Висока достовірність результатів	Великий об'єм вхідних даних різного типу, складність отримання і обробки вхідних даних, що виступають в

1	2	3	4	5
Регресійні моделі	регресії, де концентрація виступає як змінна, що залежить від ряду факторів, незалежних змінних, таких як параметри транспортного потоку, щільність автодоріг у точці дослідження, домінуючі типи землекористування, метеорологічні показники та ін.	характеризують територію дослідження (отримані на основі ГІС аналізу)		якості незалежних змінних у моделі [10, 49, 125-127]
Моделі розсіювання забруднення: - регіональні (100-1000 км), - міські (4-100 км), - локальні (0,5-4 км), - середнього рівня (100-500 м), - мікромасштабні (10-100 м)	Послугуються рівнянням Гауса та коефіцієнтами, що варіюють у залежності від відстаней у напрямку вітру та показників стабільності атмосфери	Геофізичні дані, метеорологічні параметри, фонові концентрації, характеристики джерела забруднення [128-132]	Висока достовірність результатів [133-137]	Великий об'єм вхідних даних різного типу, складність отримання і обробки вихідних даних
Гібридні моделі	Оцінка індивідуальної експозиції на основі комплексного поєднання різних методів моделювання та вимірювань	Натурні вимірювання, метеорологічні дані, рівні забруднення у різних середовищах, інформація про щоденну активність учасників дослідження	Оцінка індивідуальної експозиції. Поліпшення якості даних для подальшої оцінки ризику	Висока точність вхідних даних

На сьогодні існує достатня кількість прикладів досліджень, у яких підхід регресійних моделей було застосовано з метою оцінки забруднення атмосферного повітря викидами автомобільного транспорту. Так, М. Brauer та співавтори (2003 р.) співставили дані забруднення повітря кількох європейських міст $PM_{2,5}$, розробивши для кожного міста дві моделі: з використанням змінних, отриманих за допомогою інструментів ГІС, та без географічних змінних [123]. Результати отримані для Нідерландів, Мюнхена та Стокгольма з використанням географічних змінних відзначалися значимими показниками коефіцієнту детермінації, що свідчило про ступінь достовірності моделі, R^2 : 0,81, 0,67 та 0,66 відповідно. Найкращі результати показала модель, яка містила додатково змінні, що описували місця концентрації вантажного транспорту, а також умови вуличного каньйону: значення R^2 склали 0,90, 0,83 та 0,76 для трьох міст відповідно. Подібні дослідження з моделювання забруднення азоту діоксидом та $PM_{2,5}$ проведено у Північній Америці та Росії. Роботи американських авторів відзначають, що такі змінні як кількість автомобільного транспорту у визначених буферних зонах радіусом від 300 до 500 м, щільність проживання населення, а також розподіл типів землекористування на землі промислового та адміністративного призначення, були визначальними для прогнозування концентрацій $PM_{2,5}$ шляхом застосування регресійних моделей [10, 49, 124-126]. У дослідженні забруднення атмосферного повітря азоту діоксидом у м. Торонто (Канада) було запропоновано модель, яка дозволила спрогнозувати забруднення для точок, для яких були відсутні дані моніторингу та не проводилися вимірювання, з точністю 69 % ($R^2 = 0,69$) [10]. В Росії на основі даних натурних вимірювань концентрацій азоту діоксиду в м. Єкатеринбург у 2010 році було розроблено регресійну модель, яка ґрунтувалася на таких змінних, як щільність доріг різного типу в заданих буферних зонах, щільність лісових та паркових зон, водойм та висота території дослідження над рівнем моря [49]. Авторами було отримано прогностичну модель забруднення ($R^2 = 0,70$) та побудовано карту з

розширенням 15 м [49], на основі якої проведено аналіз характеру забруднення м. Єкатеринбург азоту діоксидом, розраховано показники індивідуальної експозиції та відповідні рівні ризику (за умови довготривалого впливу) для 1150 учасників дослідження [49].

Як видно, з описаних робіт, не існує єдиного універсального набору змінних, визначальних для формування концентрації визначеної забруднюючої речовини. Так, М. Jerret [10] та співавтори застосували коефіцієнти отримані D. Briggs та колегами у моделі розробленій для м. Амстердам [127] у контексті дослідження, що виконувалося у Канаді. Як результат, отримана модель переоцінила значення концентрацій у всіх точках дослідження та не змогла достовірно відобразити просторове поширення забруднення, що свідчить про локальний характер регресійних моделей та неможливість їх перенесення між територіями дослідження, що відрізняються категоріями землекористування, фізико-кліматичними та іншими характеристиками.

Протягом багатьох років моделі розсіювання концентрацій забруднюючих речовин успішно використовувалися у дослідженнях спрямованих на оцінку забруднення атмосферного повітря джерелами викидів різного типу [128-130]. Як правило, зазначені моделі для розрахунків концентрації забруднюючих речовин на території дослідження послуговуються рівнянням Гауса та коефіцієнтами, що варіюють у залежності від відстаней у напрямку вітру та показників стабільності атмосфери (табл. 2.1). Незважаючи на те, що найчастіше такі моделі застосовували для оцінки концентрацій від стаціонарних точкових джерел викидів, у 1970-х та 1980-х роках багато уваги науковців було приділено удосконаленню алгоритму лінійного джерела викиду Гаусівської моделі з метою оцінки забруднення, що надходить в атмосферне повітря з викидами автомобільного транспорту [131].

Як і регресійні моделі, Гаусівська модель для лінійного джерела потребує введення географічних даних, метеорологічних параметрів,

фонових концентрацій та інформації стосовно величини викидів джерелами, що розглядаються. Під географічними даними мають на увазі висотні відмітки рельєфу та коефіцієнт нерівності підстилаючої поверхні, який визначається на основі типів землекористування ділянки дослідження [129, 130]. Метеорологічні параметри описують варіації швидкості та напрямку вітру, температури повітря, сонячної радіації та стабільності атмосфери [130-132]. Викиди автомобільного транспорту, що рухається дорогами території дослідження, зазвичай оцінюються на основі інформації щодо кількості транспортних засобів, структури транспортного потоку, швидкісних режимів руху за допомогою моделей розрахунку коефіцієнтів викидів таких як MOBILE6 чи EMFAC2002 [131, 132]. Концентрації забруднюючих речовин розраховуються на основі усіх вищеперерахованих даних у заданих розрахункових (рецепторних) точках території.

Моделі розсіювання забруднення знайшли застосування ряді досліджень з оцінки впливу викидів автомобільного транспорту на здоров'я населення, зокрема у роботі F. Hrubá та співавторів з вивчення взаємозв'язків між довготривалою експозицією зваженими частками та поширеністю симптомів астми [133], оцінці індивідуальної експозиції населення за 10800 адресами у Стокгольмі викидами азоту діоксиду та сірки діоксиду [134], а також у дослідженні впливу викидів автотранспорту, на основі розрахункових концентрацій, отриманих за допомогою моделі CALINE (California Line Source Dispersion Model), на поширеність астми серед дитячого населення та зміну легеневої функції серед дорослих [135, 136]. Окрім того, в останні десятиліття потенціал зазначених моделей було значно розширено за рахунок застосування інструментів ГІС аналізу, які дозволяють оцінити просторове поширення забруднення по відношенню до місць проживання/перебування населення, а також врахувати топографічні особливості ділянки дослідження, більш детально і точно представити мережу автодоріг та підрахувати кількість транспортних засобів у точках оцінювання. Такі моделі було успішно застосовано для оцінки забруднення

повітря зваженими частками [137], оксидами азоту [135, 137] і оксидом вуглецю [131].

Підсумовуючи вищезазначене, наведений аналіз та опис різних типів моделей дає право стверджувати, що регресійні моделі та моделі розсіювання забруднення в приземному шарі атмосферного повітря дозволяють врахувати ряд факторів визначальних для формування та просторового поширення забруднення, обумовленого автомобільним транспортом, та найкраще підходять для задач оцінки експозиції населення викидами пересувних джерел у межах сельбищних зон міст, особливо за умов відсутності та/чи неповноти даних спостереження за станом атмосферного повітря.

Таким чином, виходячи з наведеного огляду даних літератури та екологічної ситуації, що має місце у нашій країні, в останні роки пересувні джерела викидів, а саме автомобільний транспорт, перебрали на себе роль основного джерела небезпечних викидів забруднюючих речовин у багатьох містах та стали одним з першочергових факторів ризику для здоров'я в умовах міського середовища. Аналіз вітчизняної та міжнародної політики у сфері транспорту, довкілля та здоров'я свідчить про суттєве відставання України в питаннях регулювання автомобільних викидів, екологізації транспортного сектору та захисту громадського здоров'я, що в першу чергу обумовлено непослідовністю та неузгодженістю законодавчих ініціатив, обмеженістю фінансового та інституційного забезпечення, а також недостатністю методичних та інформаційних ресурсів для адекватної оцінки впливу автомобільного транспорту на здоров'я населення і умови його проживання.

Доступні на сьогодні в нашій країні дані стаціонарних постів спостереження за станом атмосферного повітря не є достатньо повними та деталізованими для відображення варіабельності автотранспортного забруднення повітря в межах сельбищних зон і, відповідно, не можуть бути використаним для гігієнічної оцінки експозиції та розрахунку інгаляційного ризику для здоров'я населення, визначення потенційно небезпечних зон та

обґрунтування заходів з захисту здоров'я населення. Це обумовлює потребу розробки нових підходів та інструментів для кількісної оцінки негативного впливу автотранспортного забруднення повітря на здоров'я населення, що проживає на територіях прилеглих до автодоріг, інтегрування методів математичного моделювання забруднення та адаптування підходів методології оцінки ризику для здоров'я населення від хімічного забруднення атмосферного повітря.

РОЗДІЛ 2

МЕТОДИ ТА ОБСЯГ ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1 Методичний підхід та програма дослідження

У відповідності до поставленої мети роботи було визначено перелік завдань, вирішення яких дозволило сформулювати нові науково обгрунтовані підходи до кількісної оцінки забруднення атмосферного повітря викидами автомобільного транспорту, оцінити експозицію та розрахувати ризик для здоров'я населення, обумовлений впливом забруднення повітря автомобільними викидами у сельбищних зонах міст.

Під час виконання даної роботи були використані наступні методи дослідження:

- бібліографічний – аналіз наукової інформації щодо проблеми дослідження;
- моніторинг та спостереження - оцінка якісного та кількісного складу транспортного потоку (прямий підрахунок), фіксування транспортної ситуації на автодорозі;
- фізико-хімічні - визначення концентрацій забруднюючих речовин і фізичних параметрів повітря (температура, вологість, тиск, швидкість вітру) в атмосферному повітрі сельбищних зон;
- математичного моделювання – розрахунки розсіювання концентрацій забруднюючих атмосферне повітря речовин у районі автодоріг; розрахунок усереднених концентрацій для оцінки експозиційного інгалаційного навантаження з використанням моделі ISC-AERMOD View v.9.3 (розробник: Lakes Environmental);
- оцінки ризику для здоров'я населення від хімічного забруднення атмосферного повітря;
- статистичні методи (обробка та аналіз даних про стан об'єктів дослідження: розрахунок показників міри центральної тенденції, показників

варіабельності, кореляційний аналіз, регресійний аналіз) з використанням стандартних пакетів програм для опрацювання даних (SigmaPlot версія 12.0; Systat Software Inc., «Microsoft Excel 2010»).

- геоінформаційного аналізу, моделювання і картографування - підготовка баз вхідних даних для етапу моделювання забруднення, створення карт розсіювання забруднення, зон ризику для здоров'я (компонент ArcMap, програмний продукт ArcGis версія 10.1, Esri).

Програма досліджень та характеристика об'єму виконаних робіт представлені у таблиці 2.1.

Таблиця 2.1

Етапи та обсяги досліджень

№	Характеристика досліджень	Обсяг досліджень
1	2	3
1.	Огляд європейської та української політик у сфері транспорту, довкілля та здоров'я	Закони, стандарти, Директиви і Регламенти ЄС, керівництва, декларації, стратегії - 36 документів
2.	Гігієнічна оцінка забруднення приземного шару атмосферного повітря викидами автомобільного транспорту	Вимірювання концентрацій 8 забруднюючих речовин у районі автодоріг та сельбищних зонах Дарницького та Дніпровського районів м. Києва. Всього: 55 точок пробовідбору; 300 проб повітря; 3300 вимірювань для кожної речовини. Визначення температури повітря, відносної вологості, швидкості вітру: 55 вимірювань. Спостереження та оцінка інтенсивності і

Продовж. табл. 2.1

1	2	3
		структури транспортних потоків, характеристика умов руху на регульованих перехрестях: обстежено 28 автодоріг і 6 перехресть.
3.	Аналіз взаємозв'язків між концентраціями забруднюючих речовин та фізико-географічними параметрами території	<p>Підготовка та аналіз баз геопросторових даних (генеральний план м. Києва, транспортно-дорожня мережа м. Києва, дані радарної топографічної зйомки SRTM30, космічні знімки земної поверхні - дані QuickBird і Landsat-TM) за допомогою компоненту ArcMap (пакету ArcGis 10.1, Esri). Розрахунок 40 кількісних показників, що описували 30 точок натурних вимірювань та прилеглу територію.</p> <p>Розрахунок коефіцієнтів парної кореляції (за Пірсоном) концентрацій 5 забруднюючих речовин з 40 показниками, що описували точки вимірювань.</p> <p>Всього: 200 статистичних аналізів.</p>
4.	Підготовка регресійних моделей для оцінки забруднення атмосферного повітря викидами автомобільного транспорту	<p>Регресійний аналіз концентрацій для 5 забруднюючих речовин та 40 показників території дослідження.</p> <p>Аналіз 80 комбінацій показників. Отримано моделі прогнозування забруднення для 5 речовин.</p>

5.	Порівняльний аналіз оцінки експозиційного навантаження за даними натурних вимірювань та даними моделювання ISC-AERMOD View v. 9.3	Підготовка бази даних метеорологічних параметрів: 365 днів спостережень, 21 параметр. Розрахунок висотних відміток рельєфу за цифровою моделлю рельєфу. Розрахунки усереднених 1-годинних концентрацій 5 забруднюючих речовин. Всього: 5 розрахунків. Розрахунки медіальних значень вибірок та коефіцієнтів парної кореляції (за Пірсоном) для результатів моделювання і натурних досліджень.
6.	Розрахунок усереднених концентрацій забруднюючих речовин за допомогою моделі ISC-AERMOD View v.9.3	Розрахунки усереднених 1-, 24-годинних та річних концентрацій 6 забруднюючих речовин у 952 рецепторних точках. Всього: 18 розрахунків; 27 карт забруднення.
7.	Оцінка ризику	Розрахунки неканцерогенного ризику для здоров'я населення. Всього: 13 карт з відповідними зонами ризику.

2.2. Визначення вмісту концентрацій хімічних речовин, обумовлених викидами автомобільного транспорту, в атмосферному повітрі сельбищних зон

Відбір проб атмосферного повітря для визначення концентрацій хімічних речовин, що входять до складу викидів автомобільного транспорту, виконували у 2012 і 2014 рр. у межах Дарницького та Дніпровського районів

м. Києва. Обрані ділянки дослідження є типовими спальними районами і відзначаються розгалуженою мережею автодоріг, високою концентрацією маршрутів громадського транспорту та високою щільністю житлової забудови.

У 2012 році, вимірювання концентрацій азоту діоксиду (NO_2), оксиду вуглецю (CO), пилу недиференційованого за складом (пил НДЗС) і зважених часток з різним аеродинамічним діаметром часток (PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$, PM_1) проводили з липня по листопад у будні дні в періоди пікової транспортної активності: з 8:00 до 11:00 та з 16:00 до 19:00. Відбір та аналіз проб повітря на присутність вищеперерахованих речовин виконували у 30 точках, розташованих поблизу автодоріг, перехресть та місць проживання населення у Дарницькому районі міста. У таблиці А.1 представлена зведена інформація стосовно методів та обсягу виконаних досліджень у 2012 р.

У 2014 році за допомогою мобільної екологічної лабораторії оснащеної сучасними газоаналізаторами (компанії HORIBA) проведено вимірювання хімічного забруднення атмосферного повітря азоту діоксидом, оксидом вуглецю, сірки діоксидом, сумою вуглеводнів без урахування метану (неметанові вуглеводні - NMHC), PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$, PM_1 та пилом НДЗС у 25 точках дослідження, розташованих у районі автодоріг та на територіях, що до них прилягають, у Дарницькому та Дніпровському районах. Дослідження виконано з липня по вересень 2014 року у періоди найбільшої транспортної активності: з 9:00 до 12:00 та з 16:00 до 18:00. У таблиці А.2 наведено обсяг виконаних у 2014 р. досліджень та опис застосованих методів.

Координати точок вимірювання визначали за допомогою GPS навігатора. Точки дослідження обирали згідно геоінформаційної карти Дарницького та Дніпровського районів, розробленої на основі супутникового знімка високої роздільної здатності для м. Київ (дані QuickBird), який було придбано у компанії ТОВ «Твіс-Інфо», що володіє відповідною ліцензією на розповсюдження даних дистанційного зондування.

При виборі точок вимірювання враховували наступне: рівномірне розташування на території дослідження; відстань до найближчої житлової забудови; завантаженість прилеглої автодороги у години пік. Географічну прив'язку і обробку супутникових даних, а також геокодування точок вимірювання виконано у середовищі компоненту ArcMap геоінформаційного продукту ArcGis версія 10.1 (розробник: Esri).

Паралельно з відбором проб повітря фіксували основні метеорологічні параметри (табл. А.1, А.2), проводили облік інтенсивності та структури транспортного потоку, що проходив автодорогою, найближчою до обраної точки натурних досліджень за одиницю часу (1 год спостереження). Транспортні засоби класифікували на: легкові (вітчизняного і закордонного виробництва), пасажирські (автобуси бензинові та дизельні, маршрутні мікроавтобуси) і вантажні (масою > 3,5 т).

Для перехресть, відмічали тривалість заборонного та дозволяючого сигналів світлофора (сек), загальну тривалість циклу світлофора (сек), довжину черги під час заборонного сигналу (м) та кількість транспортних засобів кожного типу, що знаходилися у черзі.

Оцінку хімічного забруднення атмосферного повітря проводили на основі отриманих у натурних дослідженнях концентрацій (табл. А.3-А.10), шляхом їх порівняння з діючими вітчизняними гігієнічними нормативами [138] та рекомендованими Агентством з охорони довкілля США (US EPA) і ВООЗ референтними рівнями [112, 139]. Статистичну обробку результатів виконували за допомогою пакетів SigmaPlot (версія 12.0; Systat Software Inc.) та «Microsoft Excel 2010». Для кількісних показників первинна статистична обробка включала у себе розрахунок мінімальних (min) і максимальних (max) значень, середнього значення (M), похибки середньоарифметичного значення (m), середньоквадратичного відхилення (σ), медіани, значень, що відповідали 25-му та 75-му персентилям.

2.3. Аналіз взаємозв'язків між концентраціями забруднюючих речовин та фізико-географічними параметрами території дослідження

Дані натурних досліджень концентрацій азоту діоксиду, оксиду вуглецю та PM_{10} , $PM_{2,5}$, PM_1 , отримані у 2012 р. для 30 точок Дарницького району м. Києва, були використані у кореляційному аналізі, з метою вивчення особливостей формування забруднення на території дослідження та визначення найбільш значимих факторів, що мають вплив на варіабельність концентрацій. Вибірки, що представляють концентрації, отримані для кожної з точок дослідження, були оцінені на основі коефіцієнта варіації ($CV = \text{стандартне відхилення/середнє значення}$). У випадках, коли значення коефіцієнту варіації для точки вимірювання перевищувало 25 % ($CV > 25 \%$), екстримальні значення вилучалися з вибірки. Концентрації забруднюючих речовин були осереднені за кожною з точок вимірювання.

З метою визначення основних факторів та параметрів, що можуть мати визначальний вплив на формування забруднення атмосферного повітря викидами автомобільного транспорту у межах сельбищних зон, за допомогою методів геоінформаційного аналізу та картографічних підходів у середовищі ArcMap програмного продукту ArcGis 10.1 (Esri), для усіх 30 точок дослідження було розроблено 40 показників, що характеризували кожну точку дослідження та прилеглу до неї територію. Зазначені показники було класифіковано у наступні категорії: характеристики транспортного потоку, дороги, категорії землекористування, кількість житлових будинків, відносний індекс рослинності, метеорологічні параметри і топографічні особливості розташування (табл. Б.1, Б.2). Для розрахунку окремих показників було використано підхід кругових (буферних) зон, відповідно до якого числове значення шуканого параметру розраховується на основі просторових даних в межах окремих визначених відносно точок вимірювання зон різного радіусу – 50, 100, 300, 500, 1000, 3000 м. Зазначений підхід визначення фізико-географічних параметрів території дослідження є

стандартизованим та детально описаний у методології проекту з дослідження впливу забруднення атмосферного повітря на здоров'я населення у європейському регіоні ESCAPE, що був реалізований за сприяння ЄС [68]. На рисунку 2.1 наведено приклад визначення параметрів точок та території дослідження шляхом застосування буферних зон.

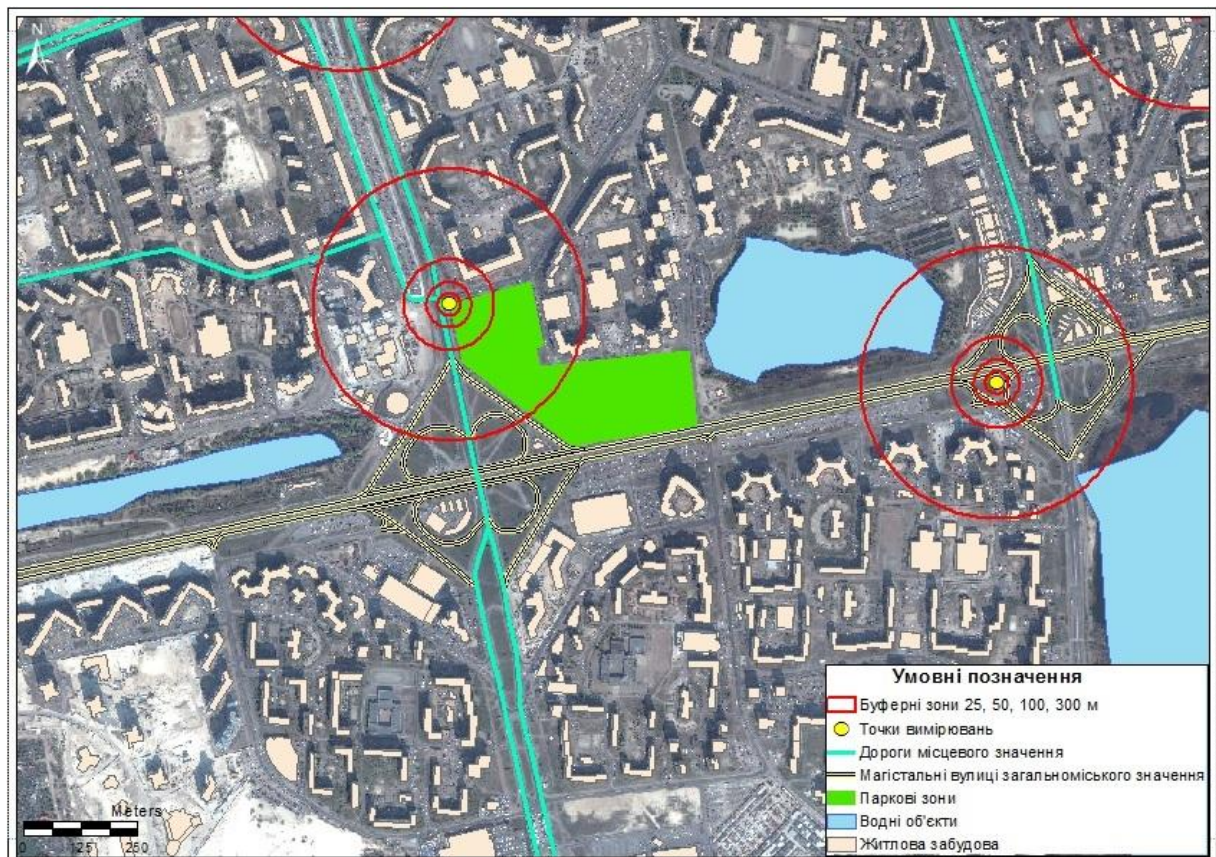


Рис.2.1 Приклад визначення параметрів точок та території дослідження шляхом застосування буферних зон

Нижче наведено коротке роз'яснення для кожної із вище зазначених категорій показників.

Характеристики транспортного потоку (інтенсивність та структура) фіксувалися паралельно з натурними вимірюваннями. Усі транспортні засоби, що проходили через кожну точку дослідження за 1 годину спостереження було поділено на 3 основні групи: легкові авто, автомобілі масою до 3500 т і пасажирські автобуси, вантажні автомобілі. Середня

швидкість руху на прилеглий автодорозі визначалася за даними сервісу «Яндекс.Карти» на основі доступної прогнозової інформації для відповідних точок та періодів дослідження.

Параметри *дороги* (відстань до найближчих доріг різного типу, довжина доріг (м) у буферних зонах радіусом 25, 50, 100, 300, 500, 1000 м) визначали за картою автомобільних доріг м. Києва, побудованої за допомогою інструментів ArcMap 10.1 на основі геоданих порталу Geofabrik (Geofabrik GmbH) [140]. Інформація для кожного класу автодоріг була отримана у форматі векторних географічних файлів. За допомогою інструментів аналізу просторових взаємозв'язків компоненту ArcMap 10.1 було визначено відстань від точок натурних вимірювань до найближчої прилеглої автодороги відповідно до наступних класів [141]: регіональні автомобільні дороги, магістральні вулиці загальноміського значення, магістральні вулиці районного значення, магістральні дороги та дороги місцевого значення.

Категорії землекористування (площа (м²) паркових зон, площа (м²) житлової забудови у буферних зонах; відстань до найближчих водних об'єктів) визначали на основі генерального плану м. Києва та геоданих порталу Geofabrik (Geofabrik GmbH) [140]. За допомогою інструментів ArcMap 10.1 було картографовано водні об'єкти, паркові зони і прилеглі лісові масиви, а також території зайняті житловою забудовою у Дарницькому районі міста. Для буферних зон радіусом 100, 300, 500, 1000, 3000 м для 30 точок дослідження було розраховано площа ділянок зайнятих парковими зонами і лісовими насадженнями, та площу ділянок із житловою забудовою. Додатково, було визначено відстань від точок дослідження до найближчих водних об'єктів (м).

Враховуючи відсутність просторово детермінованих даних щодо щільності проживання населення у районі дослідження, було введено показник *кількості житлових будинків* у радіусі 100, 300 та 500 м від кожної з точок проведення натурних вимірювань. Кількість житлових будинків

визначали на основі даних порталу Geofabrik (Geofabrik GmbH) за допомогою інструментів ArcMap 10.1.

З метою врахування потенційного впливу зелених насаджень (за винятком паркових та лісових зон) на формування і поширення забруднення використовували показник *відносного індексу рослинності* (Normalized Difference Vegetation Index - NDVI), який розраховували за даними 7-ми каналних знімків з просторовою роздільною здатністю 30 м, завантажених з архіву Геологічної служби США (USGS) [142] для безхмарних днів з 30 червня по 16 липня 2011 року. Розрахунок індексу ґрунтується на різниці у віддзеркаленні червоної (0,4 - 0,7 мкм) та інфрачервоної (0,7 - 1,1) областей спектру та визначається за формулою (2.1) [143]:

$$NDVI = \frac{NIR - RED}{NIR + RED}, \quad (2.1)$$

де: NIR - віддзеркалення у ближній інфрачервоній області спектру;

RED - віддзеркалення у червоній області спектру.

Середні значення індексу рослинності у діапазоні (-1:1) було розраховано для буферних зон радіусом 50, 100, 300, 500, 1000 і 3000 м для кожної з точок дослідження. Значення близькі до 1 були притаманні територіям з високою щільністю рослинності (трава, дерева, кущі) [143], близькі до нуля - характерні для бетонного покриття, каменю, льоду та піску, від'ємні показники - виключно водним об'єктам [143, 144].

Осереднені за період вимірювань у кожній точці метеорологічні параметри (температура, відносна вологість, швидкість вітру) були використані у якості *метеорологічних характеристик*.

Топографічні особливості розташування (висота точки дослідження над рівнем моря) визначали на основі цифрової моделі рельєфу для території дослідження, побудованої на основі даних радарної топографічної зйомки - SRTM з просторовою роздільною здатністю 30 м (архів Геологічної служби США) [145].

Для усіх досліджуваних забруднюючих речовин розраховали коефіцієнти парної кореляції (за Пірсоном) концентрацій у 30 точках дослідження з описаними вище 40 показниками. Прийнятний рівень значимості визначено як $p < 0,005$ і $p < 0,05$. Статистический анализ даних виконували за допомогою статистичного пакету SigmaPlot (версія 12.0; Systat Software Inc.). Таблиця Б.2 містить опис та умовні позначення показників, які були використані у кореляційному аналізі.

2.4. Методи моделювання забруднення приземного шару атмосферного повітря викидами автомобільних транспортних засобів

З метою кількісної оцінки рівнів забруднення атмосферного повітря, що формується за рахунок викидів автомобільного транспорту на заданій території дослідження, було запропоновано до використання методи математичного моделювання, зокрема: метод регресійного аналізу для створення моделі прогнозування забруднення на основі даних натурних вимірювань і модель розсіювання концентрацій забруднюючих речовин у приземному шарі повітря ISC-AERMOD View v.9.3 (Lakes Environmental; (ліцензія ISCA Y0002896).

Регресійні моделі (Land-use regression models, LUR) розглядають концентрацію забруднюючої речовини у заданій точці як залежну змінну величину, що залежить від ряду факторів, незалежних змінних, які характеризують територію дослідження, і описується рівнянням регресії загального вигляду [127]:

$$Y = b_0 + b_1X_1 + b_2X_2 + \dots + b_nX_n, \quad (2.2)$$

де: Y - концентрація забруднюючої речовини;

X_1, X_2, \dots, X_n - незалежні змінні, що описують кожну з точок дослідження;

b_0, b_1, \dots, b_n – коефіцієнти регресії, які вказують як змінюється функція за зміни аргументу.

У якості незалежних змінних можуть виступати такі характеристики території дослідження як параметри транспортного потоку, щільність автодоріг у точці дослідження, домінуючі типи землекористування, метеорологічні показники та ін., які є визначальними для прогнозування концентрації у заданій точці. Таким чином, дані натурних вимірювань концентрації забруднюючої речовини в деяких точках території дослідження є змінною величиною, що визначається набором характеристик території в районі кожної точки вимірювання та буферних зонах визначеного радіусу. Включення фізико-географічних даних до описаного алгоритму інтерполяції дозволяє достатньо коректно відобразити локальну варіабельність забруднення [119, 146]. Водночас, досвід застосування регресійного моделювання свідчить, що не існує єдиного універсального набору змінних, визначальних для формування концентрації визначеної забруднюючої речовини і у випадку кожної території дослідження, отримані моделі будуть індивідуальними [125, 127].

Для створення регресійної моделі забруднення атмосферного повітря викидами автомобільного транспорту на території дослідження було використано дані натурних вимірювань концентрацій азоту діоксиду, оксиду вуглецю та PM_{10} , $PM_{2,5}$, PM_1 отримані за 30 точками розташованими у Дарницькому районі м. Києва. Зважаючи на потенційний вклад інших, не обумовлених автомобільним транспортом, джерел у формування забруднення території концентраціями пилу НДЗС, відповідну модель прогнозування не розглядали. За результатами кореляційного аналізу виконаного на етапі вивчення особливостей формування забруднення, обумовленого викидами автомобільного транспорту на території, параметри території дослідження, для яких було отримано достовірні коефіцієнти кореляції з відповідними концентраціями забруднюючих речовин ($p < 0,005$,

$p < 0,05$), були включені до прогностичних моделей забруднення у якості незалежних змінних. Для створення моделей було використано метод множинної лінійної регресії (покрокова регресія вперед). Шляхом почергового тестування усіх незалежних змінних та видаленням тих, що були статистично не значимими та суперечили предметному смислу моделі, для кожної із забруднюючих речовин було отримано «найкращу» регресійну модель прогнозування концентрацій. Кінцевим результатом для кожної із досліджуваних речовин стало рівняння регресії, що відповідає загальному рівнянню, наведеному у формулі 2.2. Усі змінні, що увійшли до остаточних моделей задовільняли 2 основні вимоги: достовірність на рівні $p < 0,05$ та низький ступінь колінеарності з іншими змінними («фактор інфляції варіації» $VIF < 2$). Точність моделей оцінювалася на основі скоригованого значення коефіцієнту детермінації (R^2). «Найкращі» моделі характеризувалися найвищим значенням скоригованого значення коефіцієнту детермінації. Перевірка якості отриманих остаточних рівнянь множинної регресії проводилася на основі критеріїв Дарбіна-Уотсона (тестування автокореляції першого порядку), Шапіро-Уїлка (перевірка нормальності вибірки), аналізу відносної варіативності, а також аналізу нетипових, випадających, значень (значення розбалансування, відстань Кука).

Регресійний аналіз та відповідні статистичні тести виконано за допомогою пакету SigmaPlot (версія 12.0; Systat Software Inc.).

З метою оцінки ступеню точності отриманих моделей прогнозування концентрацій азоту діоксиду, оксиду вуглецю, та PM_{10} , $PM_{2,5}$, PM_1 було проведено порівняння даних натурних вимірювань з відповідними змодельованими значеннями та оцінено відсоток виявлених розбіжностей (%).

ISC-AERMOD View v.9.3 (розробник: Lakes Environmental), регуляторна модель Агентства США з охорони довкілля [112, 132], є прикладом програми розрахунку розсіювання концентрацій забруднюючих речовин у приземному шарі атмосферного повітря, що широко

використовується для прогнозу якості повітряного середовища і дозволяє розрахувати концентрації забруднюючих речовин за різні часові періоди усереднення (1-година, 8-годин, 24-години, місяць, рік) відповідно до задач дослідження.

У якості вхідної інформації для моделі ISC-AERMOD View v. 9.3 було використано наступні дані:

- параметри джерел викидів;
- величини викидів забруднюючих речовин (г/с);
- набір даних метеорологічних спостережень для м. Києва;
- набір топографічних даних.

Параметри та величини викидів джерел забруднення визначалися на основі даних спостережень, отриманих на етапі натурних вимірювань, а також доступних електронних ресурсів. Досліджувані ділянки автодоріг було задано у вигляді джерел викиду лінійного типу, а перехрестя - неорганізованих джерел викидів [132, 147]. Координати та фізичні параметри джерел забруднення визначали за цифровою картою території дослідження, підготовленою на попередніх етапах роботи. Географічну прив'язку та обробку супутникових даних здійснювали за допомогою інструментів пакету ArcMap програмного продукту ArcGis версія 10.1 (Esri).

Розрахунок величин викидів (г/с) газоподібних забруднюючих речовин (азоту діоксиду, оксиду вуглецю, сірки діоксиду, неметанових вуглеводнів, формальдегіду) було виконано відповідно до «Методики определения выбросов вредных (загрязняющих) веществ в атмосферный воздух от автотранспортных потоков, движущихся по автомагистралям Санкт-Петербурга» [148], яка дозволяє оцінити викиди забруднюючих речовин як від транспортних потоків, що рухаються автодорогами міста, так і у районі регульованого перехрестя. Незважаючи на те, що методика розроблена для м. Санкт-Петербург, вона добре зарекомендувала себе у ряді досліджень, проведених у інших населених пунктах [147, 149].

Відповідно до зазначеної методики, викид i -ї забруднюючої речовини автотранспортним потоком, що рухається автомагістраллю чи її частиною з фіксованою довжиною L (км) визначали за формулою [148]:

$$M_{L_i} = \frac{L}{3600} \sum_1^k M_{k,i}^{\Pi} \cdot G_k \cdot k_{V_{k,i}}, \quad (2.3)$$

де: $M_{k,i}^{\Pi}$ (г/км) – пробіговий викид i -ї забруднюючої речовини, автомобілями k -ї групи для міських умов експлуатації, що визначається відповідною таблицею, наведеною у Методиці;

k – кількість груп автомобілів;

G_k (1/час) – фактична найбільша інтенсивність руху, тобто кількість транспортних засобів кожної групи, що проходять через точку дослідження за визначений проміжок часу, за обома напрямками по всіх полосах руху;

$k_{V_{k,i}}$ – поправочний коефіцієнт, що дозволяє врахувати середню швидкість руху на досліджуваній автомагістралі чи її відрізьку (км/год) і визначається за відповідною таблицею Методики;

$\frac{1}{3600}$ – коефіцієнт перерахунку «год» у «сек»;

L (км) – довжина автомагістралі (чи її відрізьку), без урахування довжини черги транспортних засобів на заборонному сигналі світлофора та довжина відповідної зони перехрестя (для перехресть, на яких проводилися додаткові спостереження).

Викиди забруднюючих речовин у районі регульованого перехрестя обраховували відповідно формули 2.4 [148]:

$$M_{\Pi_i} = \frac{P}{40} \sum_{n=1}^{N_{\Pi}} \sum_{k=1}^{N_{gp}} (M'_{\Pi_{i,k}} \cdot G_{k,n}) / 60, \quad (2.4)$$

де: P (хв) – тривалість заборонного сигналу світлофору (включаючи жовтий сигнал);

N_{Π} – кількість циклів заборонного сигналу світлофора за 20-хвилинний проміжок часу;

N_{gp} – кількість груп транспортних засобів;

$M'_{\Pi_{i,k}}$ (г/мин) – питомий викид i -ї забруднюючої речовини автомобілями k -ї групи, які знаходяться у черзі під час заборонного сигналу світлофору;

$G_{k,n}$ – кількість транспортних засобів k -ї групи, які знаходяться у «черзі» вкінці в зоні перехрестя у кінці n -го цикла заборонного сигналу світлофору;

$1/60$ – коефіцієнт перерахунку «хв» у «сек».

$M'_{\Pi_{i,k}}$ визначали відповідно до таблиці, наведеної у Методиці, де вказано усереднені значення питомих викидів (г/хв), які дозволяють врахувати режими руху транспортних засобів у районі пересікання перехрестя (гальмування, холостий хід, прискорення). Параметри P , N_{Π} , $G_{k,n}$ визначають за даними натурних спостережень.

Викиди зважених часток PM_{10} розраховували відповідно до «Методики определения выбросов вредных (загрязняющих) веществ в атмосферный воздух от автотранспортных потоков, движущихся по автомагистралям Санкт-Петербурга» [148], однак з використанням значень пробігових викидів (г/км) згідно з «Расчетной инструкцией (методикой) по инвентаризации выбросов загрязняющих веществ от автотранспортных средств на территории крупнейших городов» [150]. Включені до розрахунку

параметри джерел та викиди забруднюючих речовин (г/с) наведено у таблицях Б.3, Б.4.

Набір даних метеорологічних спостережень було надано компанією Lakes Environmental у вигляді файлів погодинних метеорологічних параметрів та даних спостережень за станом верхніх шарів атмосфери для метеостанції м. Києва (ID: 33345) у форматах вихідних даних SAMSON і TD6201 відповідно. Зазначені файли було опрацьовано за допомогою програми попередньої підготовки метеорологічних даних AERMET View v.9.3 (Lakes Environmental) та отримано вхідні файли для внесення до програми розрахунку розсіювання концентрацій ISC-AERMOD View v.9.3 (Lakes Environmental).

На основі даних SRTM для заданої ділянки (зона N50E030) з просторовою роздільною здатністю 30 м (архів Геологічної служби США) [145] за допомогою інструментів модулю Terrain Processor ISC-AERMOD View v.9.3 було побудовано цифрову модель рельєфу та оцінено перепад висот у розрізі північ-південь і захід-схід. Це дозволило врахувати у розрахунках особливості рельєфу території дослідження.

З метою оцінки достовірності результатів моделювання було виконано порівняльний аналіз результатів розрахунку концентрацій азоту діоксиду, оксиду вуглецю, сірки діоксиду, неметанових вуглеводнів та зважених часток PM_{10} за 34 точками з даними натурних досліджень з визначення забруднення повітря автотранспортом у 2012 та 2014 рр. Розрахунок виконано для 28 ділянок автодоріг та 6 перехресть, в районі яких проводили вимірювання. Розрахунок концентрацій пилу НДЗС не проводили, оскільки кількість точок натурних вимірювань для коректної валідації результатів була недостатньою.

Аналіз узгодженості розрахункових концентрацій забруднюючих речовин з відповідними результатами натурних вимірювань було проведено шляхом порівняння медіальних значень вибірок за усіма точками дослідження окремо для кожної із забруднюючих речовин. Беручи до уваги 1-годинний період осереднення даних натурних вимірювань, до порівняння

було включено відповідні розрахункові осереднені 1-годинні концентрації. Окрім того, було оцінено співвідношення розрахункових концентрацій та даних вимірювань за 34 точками дослідження відповідно до підходів описаних Агентством США з охорони довкілля [151] та у ряді робіт попередніх авторів [152, 153]. За даними моделювання та вимірювання, розраховано та оцінено значення медіани співвідношення концентрацій «модель-вимірювання». Результати, що наближаються до 1 свідчили про високу узгодженість розрахункових даних з натурними вимірюваннями. Відсоток значень у «діапазоні кратному 2» відображав відсоток точок дослідження, для яких змодельовані значення концентрацій були не нижчими ніж $1/2$ значення концентрації отриманої шляхом вимірювань, але водночас не перевищували її більше ніж у 2 рази. Відсоток значень у «діапазоні 30%» відповідав відсотку точок дослідження, для яких співвідношення концентрацій «модель-вимірювання» з находилося у межах від 0,7 до 1,3. Аналогічний підхід для аналізу узгодженості змодельованих та моніторингових концентрацій було використано у ряді робіт з оцінки ризику для здоров'я населення, обумовленого присутністю летких органічних сполук у атмосферному повітрі [153], а також дослідженнях з валідації даних Національної системи оцінки експозиції (Assessment System for Population Exposure Nationwide - ASPEN) Агентства США з охорони довкілля (US EPA) [151].

З метою додаткової валідації, для розрахункових значень усередненої 1-годинної концентрації, отриманих за допомогою ISC-AERMOD View v.9.3 (Lakes Environmental), у визначених 34 точках дослідження та даних натурних вимірювань у відповідних точках було розраховано коефіцієнти парної кореляції (за Пірсоном) і побудовано відповідні графіки співвідношення концентрацій. Прийнятний рівень значимості визначено як $p < 0,05$. Статистичний аналіз даних виконано за допомогою статистичного пакету SigmaPlot (версія 12.0; Systat Software Inc.).

2.5. Розрахунок експозиційного навантаження та характеристика ризику для здоров'я населення

Для оцінки експозиційного навантаження, що формується викидами автомобільного транспорту на території Дарницького та Дніпровського районів м. Києва, за допомогою моделі розрахунку розсіювання концентрацій забруднюючих речовин ISC-AERMOD View v.9.3 (Lakes Environmental; ліцензія ISCAУ0002896), було розраховано усереднені 1-, 24-годинні та річні концентрації азоту діоксиду, оксиду вуглецю, сірки діоксиду, неметанових вуглеводнів, формальдегіду та зважених часток PM_{10} . Розрахунок виконано для 28 ділянок автодоріг та 6 перехресть у 952 точках з кроком 250 м рівномірно розташованих на території дослідження. Склад та об'єм використаних вхідних даних, параметри джерел викидів, а також порядок розрахунку викидів забруднюючих речовин описано вище та представлено у таблицях Б.3 і Б.4. За результатами проведених розрахунків за допомогою інструментів вбудованого графічного модулю ISC-AERMOD View v.9.3 підготовлено карти розсіювання концентрацій забруднюючих речовин на території дослідження.

Отримані розрахункові значення усереднених 1- та 24-годинних концентрацій було порівняно з відповідними максимально разовими ($ГДК_{м.р.}$) та середньо добовими ($ГДК_{с.д.}$) гранично допустимими концентраціями [138] та підготовлено відповідні картографічні матеріали за забруднюючими речовинами, для яких було встановлено перевищення чинних нормативів якості повітря.

Характеристику ризику розвитку неканцерогенних ефектів виконано відповідно до методології оцінки ризику для здоров'я населення від хімічного забруднення атмосферного повітря, яка є найбільш ефективним сучасним підходом до встановлення зв'язку між станом навколишнього природного середовища та здоров'ям населення [112, 39, 44, 45].

Для речовин, що не чинять канцерогенний вплив, оцінка ризику проводилася на основі розрахунку коефіцієнту небезпеки (HQ), який є співвідношенням між величиною експозиції та безпечним рівнем впливу (референтна концентрація або гранично допустима концентрація) (формула 2.5) [35, 110]:

$$HQ = AC/RfC , \quad (2.5)$$

де: HQ – коефіцієнт небезпеки;

AC – усереднена концентрація, мг/м³;

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

При HQ рівному або меншому 1, ризик виникнення шкідливих ефектів у здоров'ї людини – відсутній [35, 39, 44]. Зі збільшенням HQ ймовірність розвитку шкідливих ефектів зростає, проте точно вказати значення цієї ймовірності неможливо. Якщо коефіцієнт небезпеки розрахований для певної забруднюючої речовини перевищує одиницю, то, прийнято вважати, що ймовірність розвитку негативних проявів з боку здоров'я експонованої людини зростає пропорційно до значення HQ [35, 39, 44].].

Коефіцієнт небезпеки розраховано окремо для умов короткострокового (гострого HQ_{acute}) та тривалого (хронічного HQ_{chronic}) впливу забруднюючих речовин.

Для оцінки комбінованого впливу забруднюючих речовин за умови одночасного інгалаційного надходження розраховано сумарний неканцерогенний ризик у вигляді індексу небезпеки (HI) (2.6) [3, 25]:

$$HI = HQ_1 + HQ_2 + \dots + HQ_n , \quad (2.6)$$

де: HQ₁, HQ₂, . . . HQ_n - коефіцієнти небезпеки для кожної забруднюючої речовини.

За результатами оцінки ризику, за допомогою інструментів пакету ArcMap програмного продукту ArcGis версія 10.1 (Esti).., підготовлено

відповідні карти зон підвищеного неканцерогенного ризику як за окремими забруднюючими речовинами, так і для умови комбінованого впливу.

Зважаючи на те, що з усіх досліджуваних забруднюючих речовин канцерогенний ефект притаманний лише формальдегіду [45, 110], концентрації якого знаходилися на мінімальному рівні, оцінку канцерогенних ризиків не проводили.

РОЗДІЛ 3

ВИВЧЕННЯ ОСОБЛИВОСТЕЙ ФОРМУВАННЯ ЗАБРУДНЕННЯ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ, ОБУМОВЛЕНОГО ВИКИДАМИ АВТОМОБІЛЬНОГО ТРАНСПОРТУ, У СЕЛЬБИЩНИХ ЗОНАХ МІСТ

3.1 Гігієнічна оцінка забруднення приземного шару атмосферного повітря викидами автомобільного транспорту (за даними вимірювань)

Дослідження концентрацій забруднюючих речовин, що надходять до атмосферного повітря з викидами автомобільного транспорту, у районі автодоріг та на територіях, що до них прилягають, проводили у 2012 та 2014 рр. у Дарницькому та Дніпровському районах м. Києва (рис. 3.1). Точки для проведення пробовідборів було обрано з урахуванням щільності проживання населення, розгалуженості мережі автодоріг та інтенсивності транспортних потоків.

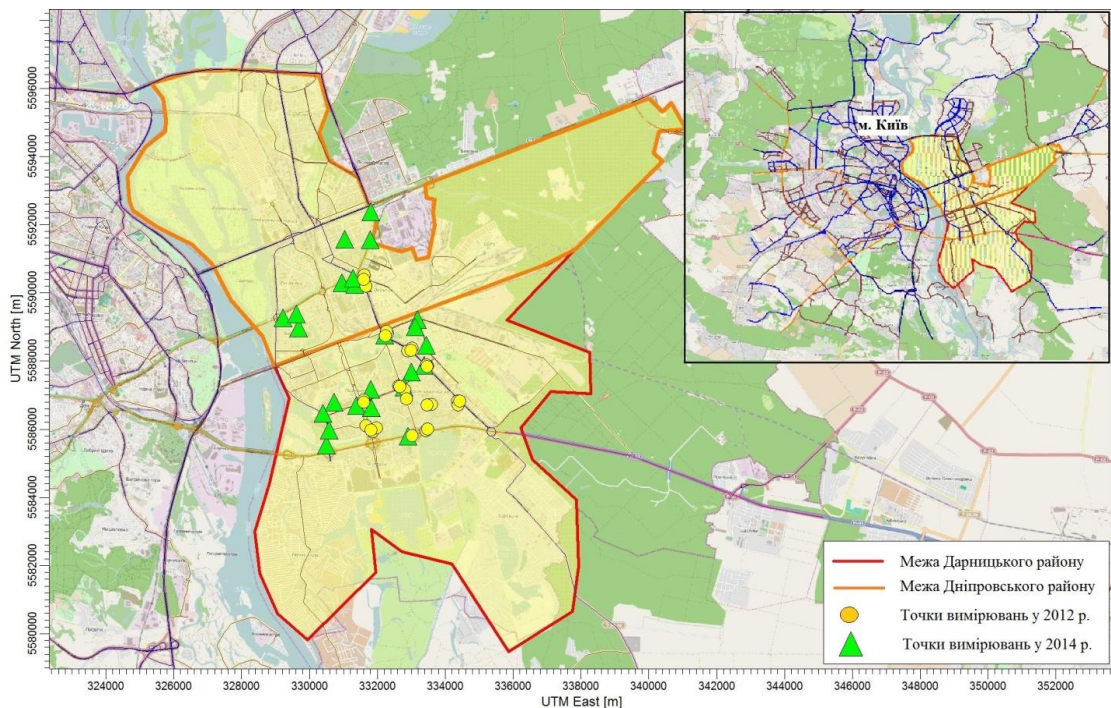


Рис. 3.1 Розташування точок вимірювань концентрацій забруднюючих речовин у 2012 та 2014 рр.

Дослідження забруднення атмосферного повітря у 2012 р. викидами азоту діоксиду, оксиду вуглецю, пилу НДЗС і PM_{10} , $PM_{2,5}$, PM_1 проведено у 30 точках рівномірно розподілених на території Дарницького району: 10 точок (основних), розташованих безпосередньо біля проїзної частини найбільш завантажених доріг і перехресть, та 20 точок віддалених на відстані 25-50 м від проїзної частини (дитячі майданчики, подвір'я житлових будинків). У 2014 р. виконано вимірювання концентрацій азоту діоксиду, оксиду вуглецю, сірки діоксиду, неметанових вуглеводнів, пилу НДЗС і PM_{10} , $PM_{2,5}$, PM_1 у 25 точках розташованих у Дарницькому та Дніпровському районах міста.

У період досліджень 2012 р. інтенсивність транспортного потоку на вулицях Дарницького району становила в середньому 4000 одиниць транспортних засобів на годину, а у місцях перехресть та на площах з розгалуженням автомагістралей реєструвалося до 6000-8000 одиниць транспорту за годину (просп. Бажана, Дарницька пл.). У таблиці 3.1 наведено перелік основних 10 точок дослідження та інтенсивність транспортних потоків, яка реєструвалася у момент відбору проб атмосферного повітря.

Паралельно з вимірюванням рівнів забруднення атмосферного повітря, фіксували основні метеорологічні параметри, такі як температура, відносна вологість, напрям та швидкість вітру. Температурні показники коливалися у діапазоні від 18,0 до 32,9 °C (середнє значення: $25,7 \pm 5,0$ °C), а відносна вологість була у діапазоні від 36,1 до 65,8 % (середнє значення: $46,7 \pm 11,0$ %).

Аналіз отриманих концентрацій забруднюючих речовин у 2012 р. виявив неоднорідність забруднення повітря поблизу автодоріг з різною інтенсивністю транспортних потоків (табл. 3.1, 3.2, рис. 3.2, рис. 3.3). Середнє значення концентрації азоту діоксиду склало $0,124 \pm 0,004$ мг/м³ за усіма точками дослідження. Максимальні та мінімальні значення були у діапазоні від 0,043 до 0,137 мг/м³.

**Інтенсивність транспортних потоків та концентрації газоподібних забруднюючих речовин у точках
вимірювань, мг/м³**

№ Точки	Назва точки	Інтенсивність транспортного потoku, од./год	Концентрації, <u>min – max</u> M ± σ	
			NO ₂	CO
1	Перехрестя Харківське шосе – вул. Тростянецька	1808	<u>0,060 – 0,137</u> 0,112 ± 0,0083	<u>0,59 – 8,58</u> 2,22 ± 0,18
2	Перехрестя Харківське шосе – вул. Сімферопольська	3012	<u>0,072 – 0,106</u> 0,085 ± 0,0037	<u>1,07 – 2,96</u> 1,69 ± 0,13
3	Перехрестя Просп. Григоренка – вул. Драгоманова	2931	<u>0,086 – 0,123</u> 0,101 ± 0,004	<u>0,12 – 0,99</u> 0,41 ± 0,017
4	Перехрестя Харківське шосе – вул. Привокзальна	4502	<u>0,083 – 0,131</u> 0,105 ± 0,0053	<u>0,16 – 2,18</u> 0,91 ± 0,084
5	Вул. Г. Ахматової – вул. Ревуцького – вул. Тростянецька	3442	<u>0,072 – 0,113</u> 0,092 ± 0,0045	<u>0,16 – 1,11</u> 0,66 ± 0,05
6	Дарницька площа – вул. Сергієнка – Харківське шосе	8889	<u>0,058 – 0,131</u> 0,101 ± 0,0079	<u>0,66 – 0,99</u> 0,37 ± 0,031
7	Перехрестя вул. Г. Ахматової – просп. П. Григоренка	3020	<u>0,066 – 0,113</u> 0,090 ± 0,0050	<u>0,70 – 2,22</u> 1,03 ± 0,07
8	Вул. Вербицького	2989	<u>0,083 – 0,137</u> 0,107 ± 0,0059	<u>0,62 – 1,56</u> 1,03 ± 0,069
9	Просп. Бажана – вул. Декабристів	6127	<u>0,049 – 0,106</u> 0,079 ± 0,0061	<u>0,49 – 1,98</u> 0,99 ± 0,071
10	Перехрестя Харківське шосе – вул. Вербицького	3180	<u>0,043 – 0,104</u> 0,073 ± 0,0066	<u>0,62 – 2,22</u> 1,24 ± 0,09

Найнижчі рівні забруднення азоту діоксидом спостерігали у наступних точках дослідження: перехрестя Харківське шосе – вул. Вербицького ($0,073 \pm 0,0066$ мг/м³) та проспект Бажана – вул. Декабристів ($0,079 \pm 0,0061$ мг/м³). Максимальні значення концентрацій було отримано для перехрестя Харківське шосе – вул. Тростянецька ($0,112 \pm 0,0083$ мг/м³), просп. П. Григоренка – вул. Драгоманова ($0,101 \pm 0,004$ мг/м³) та перехрестя Харківське шосе – вул. Привокзальна ($0,105 \pm 0,0053$ мг/м³). При порівнянні отриманих концентрацій з чинним в Україні гігієнічним нормативом ($\text{ГДК}_{\text{м.р.}} = 0,2$ мг/м³) [138], перевищень максимально разової гранично допустимої концентрації не виявлено, а максимальні значення концентрацій знаходилися у межах $0,5 - 0,7 \text{ГДК}_{\text{м.р.}}$.

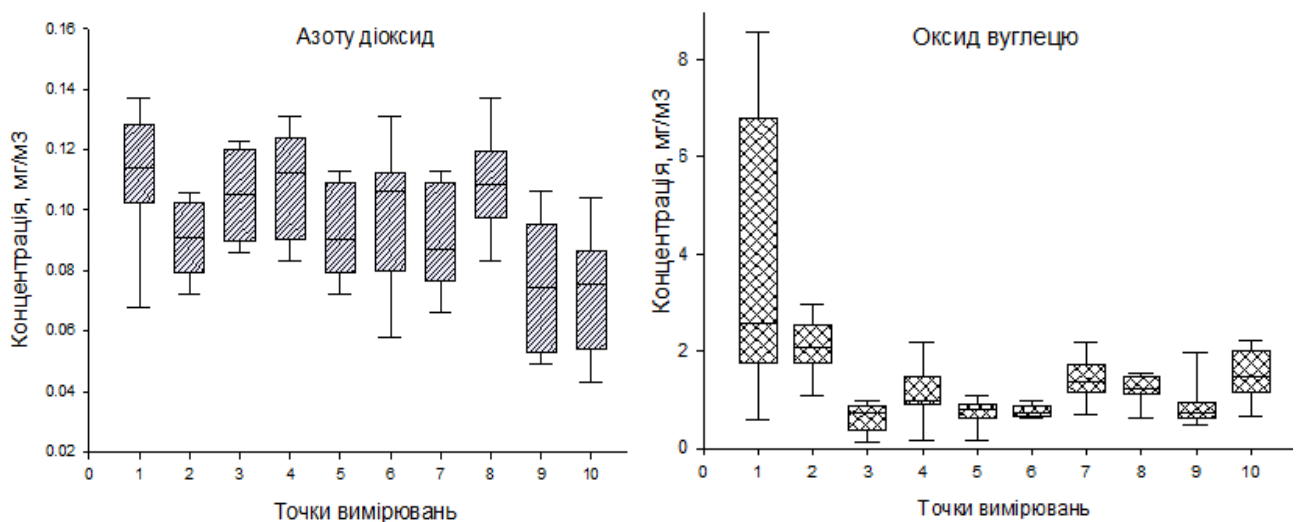


Рис. 3.2 Концентрації газоподібних забруднюючих речовин у точках вимірювань, мг/м³

Однак, слід зазначити, що окремі епідеміологічні дослідження відмічають скарги з боку населення навіть за рівнів азоту діоксиду нижче нормативних [154]. Так, у роботах J. Schwartz та співавторів встановлено, що зміна концентрації азоту діоксиду на $0,04$ мг/м³ протягом доби призводить до зростання на 28 % частоти випадків крупу (запалення та обструкції дихальних шляхів) серед експонованих дітей, у порівнянні з неекспонованими

групами [90]. Інші дослідження свідчать, що експозиція дітей дошкільного віку концентраціям азоту діоксиду на рівні $0,024 - 0,050 \text{ мг/м}^3$ впливає на тривалість періоду одужання, в сторону його збільшення, при хворобах дихальних шляхів, однак, в той же час, жодні зміни у частоті виникнення захворювань авторами не відмічалися [155].

Протягом періоду дослідження концентрації оксиду вуглецю коливалися у межах від $0,12$ до $8,58 \text{ мг/м}^3$ за мінімальними та максимальними показниками (табл. 3.1, рис. 3.2). Середня концентрація за усіма точками склала $0,93 \pm 0,05 \text{ мг/м}^3$. Найвищі рівні концентрацій фіксували у наступних точках: Харківське шосе – вул. Тростянецька, Харківське шосе – вул. Сімферопольська, вул. Г. Ахматової – вул. Ревуцького – вул. Тростянецька, перехрестя вул. Г. Ахматової – просп. П. Григоренка, вул. Харківське шосе – вул. Вербицького. Стабільно виражене перевищення гігієнічного нормативу ($\text{ГДК}_{\text{м.р.}} = 5 \text{ мг/м}^3$) у $1,1 - 1,7$ рази відмічалось лише у точці перехрестя Харківське шосе – вул. Тростянецька.

У таблиці 3.2. та на рисунку 3.3 наведено результати вимірювань концентрацій пилу НДЗС та PM_{10} , $\text{PM}_{2,5}$, PM_1 . Концентрації пилу НДЗС були у діапазоні від $0,025$ до $0,141 \text{ мг/м}^3$. Середнє значення склало $0,077 \pm 0,009 \text{ мг/м}^3$. Найвищі рівні концентрацій відмічали у районі Дарницької площі – вул. Сергієнка – Харківського шосе ($0,093 \pm 0,018 \text{ мг/м}^3$) та перехрестя Харківське шосе – вул. Привокзальна ($0,087 \pm 0,009 \text{ мг/м}^3$) (табл. 3.6). Мінімальні показники забруднення було зареєстровано за наступними точками: перехрестя просп. П. Григоренка – вул. Драгоманова ($0,066 \pm 0,011 \text{ мг/м}^3$) та вул. Вербицького ($0,057 \pm 0,008 \text{ мг/м}^3$). При порівнянні отриманих рівнів забруднення, з існуючим гігієнічним нормативом для недиференційованого за складом пилу ($\text{ГДК}_{\text{м.р.}} = 0,5 \text{ мг/м}^3$) [138], перевищень $\text{ГДК}_{\text{м.р.}}$ не виявлено.

Концентрації пилу НДЗС та PM_{10} , $PM_{2,5}$, PM_1 у точках вимірювань, mg/m^3

№ точ- ки	Назва точки	Концентрації, $\min - \max$ $M \pm \sigma$			
		Пил НДЗС	PM_{10}	$PM_{2,5}$	PM_1
1	Перехрестя Харківське шосе – вул. Тростянецька	$0,033 - 0,127$ $0,080 \pm 0,010$	$0,0186 - 0,0447$ $0,0274 \pm 0,0048$	$0,0099 - 0,0171$ $0,0123 \pm 0,0019$	$0,0080 - 0,0165$ $0,0106 \pm 0,0019$
2	Перехрестя Харківське шосе – вул. Сімферопольська	$0,033 - 0,130$ $0,073 \pm 0,012$	$0,0290 - 0,0521$ $0,0280 \pm 0,0052$	$0,0175 - 0,0245$ $0,0204 \pm 0,0018$	$0,0164 - 0,0215$ $0,0184 \pm 0,0015$
3	Перехрестя просп. Григоренка – вул. Драгоманова	$0,029 - 0,129$ $0,066 \pm 0,011$	$0,0177 - 0,0383$ $0,0262 \pm 0,0045$	$0,0128 - 0,0226$ $0,0176 \pm 0,0026$	$0,0111 - 0,0197$ $0,0161 \pm 0,0015$
4	Перехрестя нуль перевірити Харківське шосе – вул. Привокзальна	$0,059 - 0,137$ $0,087 \pm 0,009$	$0,0193 - 0,0441$ $0,0321 \pm 0,0054$	$0,0119 - 0,0256$ $0,0191 \pm 0,0031$	$0,0117 - 0,0222$ $0,0176 \pm 0,0024$
5	Вул. Г. Ахматової – вул. Ревуцького – вул. Тростянецька	$0,029 - 0,141$ $0,085 \pm 0,012$	$0,0117 - 0,0204$ $0,0143 \pm 0,0021$	$0,0070 - 0,0139$ $0,0092 \pm 0,001$	$0,0063 - 0,0111$ $0,0076 \pm 0,0008$
6	Ленінградська площа – вул. Сергієнка – Харківське шосе перевірити нуль	$0,026 - 0,200$ $0,093 \pm 0,018$	$0,0147 - 0,0373$ $0,0236 \pm 0,0045$	$0,0061 - 0,0155$ $0,0089 \pm 0,0019$	$0,0051 - 0,0105$ $0,0071 \pm 0,0014$
7	Перехрестя вул. Г. Ахматової – просп. П. Григоренка	$0,028 - 0,125$ $0,078 \pm 0,011$	$0,0419 - 0,0708$ $0,0504 \pm 0,0054$	$0,0322 - 0,0420$ $0,0369 \pm 0,0018$	$0,0303 - 0,0394$ $0,0345 \pm 0,0016$
8	Вул. Вербицького	$0,025 - 0,098$ $0,057 \pm 0,008$	$0,0293 - 0,0653$ $0,0405 \pm 0,065$	$0,0183 - 0,0324$ $0,0232 \pm 0,0029$	$0,0168 - 0,0238$ $0,0197 \pm 0,0016$
9	Просп. Бажана – вул. Декабристів	$0,037 - 0,105$ $0,076 \pm 0,007$	$0,0123 - 0,0322$ $0,0196 \pm 0,0038$	$0,0074 - 0,0213$ $0,0109 \pm 0,0017$	$0,0058 - 0,0150$ $0,0090 \pm 0,0019$
10	Перехрестя Харківське шосе – вул. Вербицького	$0,042 - 0,123$ $0,078 \pm 0,009$	$0,0267 - 0,0542$ $0,0426 \pm 0,00656$	$0,0154 - 0,0271$ $0,0192 \pm 0,0022$	$0,0104 - 0,0182$ $0,0139 \pm 0,0015$

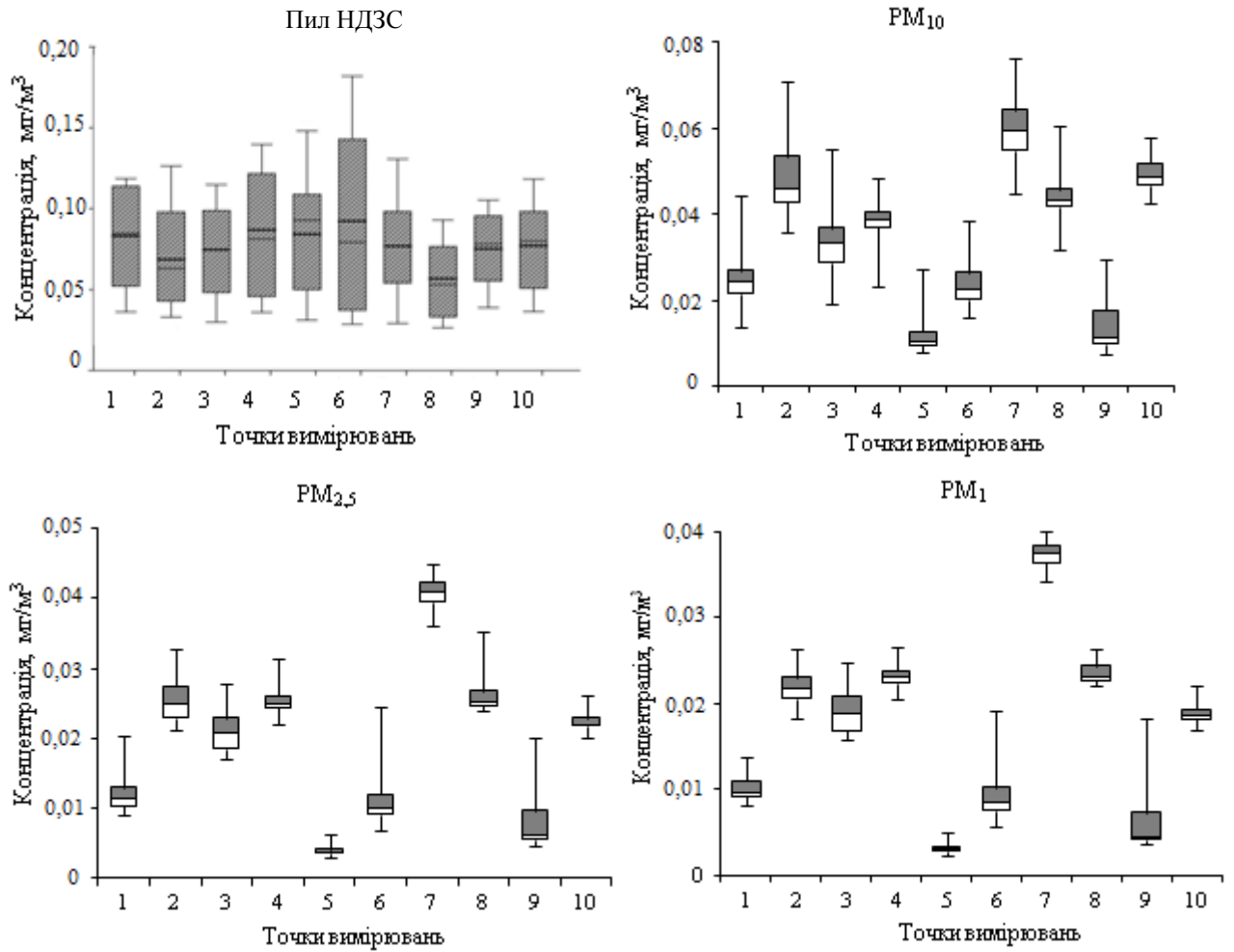


Рис. 3.3 Концентрації пилу НДЗС та зважених часток PM₁₀, PM_{2,5}, PM₁ у точках вимірювань, мг/м³

Концентрації зважених часток реєструвалися у наступних діапазонах: 0,0116 – 0,0708 мг/м³ для PM₁₀, 0,0061 – 0,042 мг/м³ для PM_{2,5}, 0,0051 – 0,0394 мг/м³ для PM₁. Середні показники забруднення за усіма точками склали: 0,033±0,013 мг/м³ для PM₁₀, 0,018±0,009 мг/м³ для PM_{2,5} і 0,016±0,008 мг/м³ для PM₁.

Максимальні рівні концентрацій встановлено у районі перехрестя вул. Г. Ахматової – просп. П. Григоренка: 0,0419 – 0,0708 мг/м³ (0,0504±0,054 мг/м³) для PM₁₀, 0,0322 – 0,0420 мг/м³ (0,0369±0,0018 мг/м³) для PM_{2,5}, та 0,0303 – 0,0394 мг/м³ (0,0345±0,0016 мг/м³) для PM₁. Оскільки гігієнічний

норматив для вказаних забруднюючих речовин в Україні [138], як і в Росії відсутній, гігієнічна оцінка рівнів забруднення не проводилася.

У 2014 р. виконано вимірювання концентрацій азоту діоксиду, оксиду вуглецю, сірки діоксиду, неметанових вуглеводнів, пилю НДЗС та зважених часток PM_{10} , $PM_{2,5}$, PM_1 у 25 точках, розташованих у Дарницькому та Дніпровському районах м. Києва. Інтенсивність транспортного потоку у обраних точках становила в середньому 3000 одиниць транспортних засобів на годину, а у місцях перехресть чи на площах з розгалуженням автомагістралей реєструвалося до 5000-6000 одиниць транспорту на годину. Слід зазначити, що у транспортному потоці переважали легкові авто - 87%, тоді як частка пасажирського транспорту та вантажних транспортних засобів становила 6% та 7% відповідно.

Аналіз отриманих концентрацій забруднюючих речовин виявив неоднорідність забруднення повітря поблизу автодоріг з різною інтенсивністю транспортних потоків, а також у районі сельбищних зон. У таблиці 3.3 наведено узагальнені дані за усіма точками вимірювань, а також, зважаючи на 1-годинний період осереднення результатів вимірювань, відповідні діючі гігієнічні нормативи на рівні максимально разової концентрації ($ГДК_{м.р.}$) [138].

З представленої таблиці видно, що концентрації азоту діоксиду становили від 0,004 до 0,576 $мг/м^3$ (медіана склала: 0,077 $мг/м^3$). Перевищення діючого гігієнічного нормативу становило 2,88 $ГДК_{м.р.}$ за максимальними показниками. Подібна тенденція спостерігалася і для оксиду вуглецю, концентрації якого коливалися у діапазоні 0,034 – 6,093 $мг/м^3$, обумовлюючи перевищення чинної максимальної разової граничної допустимої концентрації за абсолютними показниками у 1,2 рази. Водночас значення концентрацій оксиду вуглецю, що відповідають медіані, не перевищували нормативних значень.

Результати описової статистики для концентрацій азоту діоксиду і оксиду вуглецю за 25 точками вимірювання, а також відповідна

інтенсивність транспортних потоків, що реєструвалася на прилеглих автодорогах у період дослідження представлено у таблицях А.3 та А.4.

Відповідно до наведених даних, найвищі концентрації азоту діоксиду відмічено у районі наступних точок (табл. А.3): перехрестя вул. Попудренка - вул. Г. Хоткевича ($0,311 \pm 0,115$ мг/м³), проспект Соборності, 5 ($0,254 \pm 0,099$ мг/м³), перехрестя проспект Ю. Гагаріна – бульвар Верховної Ради ($0,225 \pm 0,098$ мг/м³), вул. Дніпровська набережна, 21 ($0,215 \pm 0,076$ мг/м³), перехрестя вул. Привокзальна – вул. Бориспільська ($0,209 \pm 0,045$ мг/м³).

Таблиця 3.3

**Концентрації забруднюючих речовин, узагальнені за точками
вимірювань 2014 р., мг/м³**

Назва забруднюючої речовини	Кількість точок вимірювань	Мінімальне значення	25%	Медіана	75%	Максимальне значення	ГДК _{м.р.} , мг/м ³
Азоту діоксид	25	0,0040	0,033	0,077	0,151	0,576	0,200
Оксид вуглецю	25	0,0340	0,311	0,615	1,118	6,093	5,000
Сірки діоксид	25	0,0003	0,002	0,004	0,007	1,460	0,500
Неметанові вуглеводні	25	0,0030	0,114	0,255	0,604	2,810	1,000*
Пил НДЗС	11	0,0010	0,031	0,057	0,081	0,989	0,500
PM ₁₀	23	0,0220	0,036	0,042	0,056	0,405	-
PM _{2,5}	23	0,0100	0,018	0,023	0,030	0,072	-
PM ₁	23	0,0090	0,016	0,019	0,027	0,061	-

Примітка. Використано ГДК_{м.р.} насичених вуглеводнів C₁₂-C₁₉ (код МОЗ 2754) [138]

Мінімальні концентрації відмічено у наступних точках: вул. Тростянецька, 56 ($0,014 \pm 0,007$ мг/м³), вул. Г. Ахматової, 16Г ($0,008 \pm 0,006$ мг/м³), вул. Червоноткацька, 25 ($0,026 \pm 0,010$ мг/м³), вул. Каунарська, 2 ($0,024 \pm 0,012$ мг/м³). Перевищення ГДК_{м.р.} за максимальними значеннями

виявлено для 34% вимірювань, а саме для 8 точок дослідження: перехрестя вул. Попудренка - вул. Г. Хоткевича (2,9ГДК_{м.р.}), проспект Соборності, 5 (2ГДК_{м.р.}), перехрестя проспект Ю. Гагаріна - бульвар Верховної Ради (1,9ГДК_{м.р.}), перехрестя вул. Харківське шосе - вул. Тростянецька (1,8ГДК_{м.р.}), вул. Дніпровська набережна, 21 (1,6ГДК_{м.р.}), вул. Харківське шосе, 4 (1,4ГДК_{м.р.}), перехрестя вул. Привокзальна - вул. Бориспільська (1,4ГДК_{м.р.}), проспект Соборності, 1 (1,2ГДК_{м.р.}). Перевищення встановленого нормативу на рівні середніх значень концентрацій азоту діоксиду відмічалось для 4 точок досліджень: перехрестя вул. Попудренка - вул. І. Миколайчука (1,6ГДК_{м.р.}), проспект Соборності, 5 (1,3ГДК_{м.р.}), вул. Дніпровська Набережна, 21 (1,1ГДК_{м.р.}), перехрестя проспект Ю. Гагаріна - бульвар Верховної Ради (1,1ГДК_{м.р.}). У діапазоні від 0,5 до 0,99ГДК знаходилося 28% вимірювань за максимальними значеннями та 24% за середніми.

Найвищі рівні забруднення атмосферного повітря оксидом вуглецю відмічено у наступних точках дослідження (табл. А.4): перехрестя вул. Привокзальна - вул. Бориспільська ($2,79 \pm 1,66$ мг/м³), вул. Дніпровська Набережна, 21 ($2,21 \pm 0,79$ мг/м³), перехрестя вул. Попудренка - вул. Г. Хоткевича ($1,637 \pm 0,932$ мг/м³) та проспект Соборності 1 ($1,54 \pm 0,57$ мг/м³). Водночас, найнижчі концентрації були у точках, віддалених від автодоріг і розташованих у районі житлової забудови: вул. Г. Ахматової, 16Г ($0,37 \pm 0,45$ мг/м³), проспект П. Григоренка, 21 ($0,28 \pm 0,05$ мг/м³), вул. Червоноткацька, 25 ($0,25 \pm 0,04$ мг/м³). Порівняння отриманих концентрацій оксиду вуглецю з діючим гігієнічним нормативом виявив перевищення ГДК_{м.р.} за максимальними показниками лише в одній точці дослідження: перехрестя вул. Привокзальна - вул. Бориспільська (1,2ГДК_{м.р.}). За максимальними значеннями, 24% вимірювань знаходилися у діапазоні 0,5 - 0,99ГДК_{м.р.}. Водночас, середні за кожною з точок дослідження концентрації вуглецю оксиду коливалися в межах від 0,05 до 0,56ГДК.

Протягом періоду спостереження, концентрації сірки діоксиду реєстрували у діапазоні значень від 0,0003 до 1,460 мг/м³ (табл. 3.3). Такий широкий розмах діапазону, а також відносно невисокі значення концентрацій, що відповідають медіані (0,004 мг/м³) свідчать, в цілому, про низькі рівні забруднення повітря викидами сірки діоксиду, а також про значну варіабельність забруднення, що може бути обумовленою складом та інтенсивністю транспортних потоків у точках дослідження. У таблиці А.5 представлено дані описової статистики для концентрацій сірки діоксиду за 25 точками вимірювання. Найвищі рівні забруднення відмічалися у районі проспекту Соборності, 5 (0,736±0,431 мг/м³) та проспекту Соборності, 1 (0,11±0,21 мг/м³). Решта точок характеризувалася значно нижчими концентраціями: від 0,0002±0,0001 мг/м³ у точці за адресою вул. Червоноткацька, 25 до 0,0175±0,05 мг/м³ у точці вимірювання по вул. Харківське шосе, 4. Перевищення ГДК_{м.р.} за середніми значеннями концентрацій спостерігалось лише для 1 точки дослідження - проспект Соборності, 5 (1,5ГДК_{м.р.}), а за максимальними показниками - для 2 точок вимірювань: проспект Соборності, 5 (2,9ГДК_{м.р.}) та проспект Соборності, 1 (1,6ГДК_{м.р.}). Зважаючи на географічну близькість розташування точок та схожість отриманих результатах вимірювань, ймовірно, що високі рівні концентрацій у даних точках обумовлені специфікою території чи складом транспортного потоку, що рухався прилеглою автодорогою. Метеорологічні умови не могли бути визначальними у формуванні концентрацій у точках за адресами проспект Соборності, 1 та проспект Соборності, 5, оскільки результати вимірювань проведених у той самий часовий період у точці за адресою Каунарська, 2 характеризуються значно нижчими рівнями концентрацій сірки діоксиду. Для інших точок вимірювань концентрації сірки діоксиду не перевищували ГДК_{м.р.} ні за середніми ні за максимальними показниками (< 0,1ГДК_{м.р.}). В цілому, отримані низькі рівні концентрацій сірки діоксиду свідчать про дієвість заходів спрямованих на покращення

якості автомобільного палива, зокрема зменшення вмісту сірки, що регламентується чинними ДСТУ 4839:2007 та ДСТУ 4840:2007 [78, 80].

Аналіз результатів вимірювань концентрацій неметанових вуглеводнів показав, як і у випадку сірки діоксиду, значну варіабельність концентрацій на території дослідження. Рівні забруднення коливалися у діапазоні від 0,003 до 2,810 мг/м³ (табл. 3.3). Медіана склала 0,255 мг/м³. Перевищення ГДК_{м.р.} відмічено лише за максимальним значенням і склало 2,81ГДК_{м.р.} (табл. 3.3). У таблиці А.6 наведено результати описової статистики концентрацій неметанових вуглеводнів за усіма 25 точками дослідження. Найвищі рівні забруднення були у наступних точках: перехрестя проспект Ю. Гагаріна - бульвар Верховної Ради (0,896 ±0,145 мг/м³), проспект Соборності, 1 (0,675±0,051 мг/м³), вул. Харківське шосе, 4 (0,664±0,453 мг/м³). Мінімальні концентрації реєстрували у точках: проспект П. Тичини (0,014±0,003 мг/м³), проспект Соборності, 5 (0,059±0,038) мг/м³), вул. Г. Ахматової, 16Г (0,067±0,039 мг/м³). Порівняння середніх значень за кожною з точок вимірювання із ГДК_{м.р.} не виявило перевищень нормативних рівнів за жодною з точок дослідження, однак 25% вимірювань знаходилися у діапазоні від 0,5 до 0,99ГДК. Водночас, за максимальними значеннями перевищення ГДК_{м.р.} відмічено для наступних точок: вул. І. Миколайчука, 6а (2,8 ГДК_{м.р.}), вул. Дніпровська набережна район станції метро Осокорки (1,9ГДК_{м.р.}), вул. Харківське шосе, 4 (1,3 ГДК_{м.р.}), перехрестя проспект Ю. Гагаріна - бульвар Верховної Ради (1,3ГДК_{м.р.}), перехрестя вул. Привокзальна - вул. Бориспільська (1,3ГДК_{м.р.}). Для 32% вимірювань максимальні значення концентрацій неметанових вуглеводнів знаходилися в межах від 0,5 до 0,99ГДК_{м.р.}

Протягом періоду дослідження концентрації пилу НДЗС, з технічних причин, вимірювали лише в 11 точках. Отримані результати характеризувалися високою варіабельністю, зважаючи на потенційний вклад інших (близькість розташування промислових об'єктів, ТЕЦ, зелені/паркові зони та ін.), не обумовлених автомобільним транспортом, джерел у

формування даного типу забруднення [99]. В таблиці 3.3 наведено огляд отриманих рівнів концентрацій за усіма точками вимірювань. Концентрацій пилу НДЗС знаходилися у діапазоні від мінімальних 0,001 до максимальних 0,989 мг/м³ значень (медіана 0,057 мг/м³). Перевищення чинного нормативу за максимальним значенням склало 1,97ГДК. Аналіз даних вимірювань за окремими точками представлено у табл. А.7. Максимальні значення концентрацій спостерігали у точках: вул. І. Миколайчука, 1а (0,101±0,044 мг/м³), проспект Соборності, 5 (0,098±0,046 мг/м³), перехрестя вул. Харківське шосе - вул. Тростянецька (0,071±0,040 мг/м³). Мінімальні значення (0,007±0,014 мг/м³) відмічено у точці за адресою вул. Дніпровська набережна, 21. За середніми значеннями концентрацій перевищення ГДК_{м.р.} не спостерігали для жодної з 11 точок дослідження. Водночас, за максимальними показниками відмічено перевищення нормативних значень: 1,9ГДК_{м.р.} для точки за адресою вул. Каунарська, 2 та 1,3ГДК_{м.р.} для вул. І. Миколайчука, 6а. Для інших точок вимірювань концентрації пилу НДЗС за максимальними значеннями знаходилися у діапазоні 0,2 - 0,8ГДК_{м.р.}

Вимірювання концентрацій зважених часток РМ₁₀, РМ_{2,5}, РМ₁ виконано у 23 точках дослідження. У таблиці 3.3 наведено зведені за усіма точками дослідження значення концентрацій зважених часток за кожним класом. Так, концентрації РМ₁₀ знаходилися у межах від мінімальних 0,022 мг/м³ до максимальних 0,405 мг/м³ значень. Медіальне значення становило 0,042 мг/м³. Відносно висока варіабельність отриманих концентрацій може бути обумовлена додатковою присутністю вторинного забруднення (підняття дорожнього пилу, стирання покриття, шин та ін.), що формується за рахунок високої турбулентності повітряних потоків, обумовлених рухом транспортних засобів автодорогами [96]. Що стосується концентрацій РМ_{2,5} та РМ₁, то вони характеризувалися більшою однорідністю, у порівнянні з РМ₁₀, та знаходилися у діапазонах: 0,01 - 0,071 мг/м³ та 0,009 - 0,061 мг/м³ відповідно. Медіальне значення для РМ_{2,5} склало 0,023 мг/м³, а для РМ₁ - 0,019 мг/м³. У таблицях А.8-А.10 наведено результати вимірювань

концентрацій PM_{10} , $PM_{2,5}$, PM_1 за 23 точками дослідження. Найвищі рівні концентрацій спостерігали у точках: перехрестя вул. Привокзальна - вул. Бориспільська $0,121 \pm 0,034$ мг/м³ для PM_{10} , $0,044 \pm 0,010$ мг/м³ для $PM_{2,5}$, $0,036 \pm 0,008$ мг/м³ для PM_1 ; проспект Соборності, 5 $0,095 \pm 0,015$ мг/м³ для PM_{10} , $0,048 \pm 0,007$ мг/м³ для $PM_{2,5}$ та $0,035 \pm 0,004$ мг/м³ для PM_1 ; перехрестя проспект П. Григоренка - вул. Г. Ахматової $0,086 \pm 0,010$ мг/м³ для PM_{10} , $0,042 \pm 0,001$ мг/м³ для $PM_{2,5}$, $0,037 \pm 0,001$ мг/м³ для PM_1 ; вул. І. Миколайчука, 1а лише для концентрацій PM_1 : $0,041 \pm 0,001$ мг/м³.

Оцінка значень отриманих концентрацій зважених часток за критерієм гранично допустимої концентрації не проводилася, оскільки в Україні вміст зазначених забруднюючих речовин у атмосферному повітрі населених місць не нормується [138].

Аналіз отриманих концентрацій азоту діоксиду, оксиду вуглецю, сірки діоксиду, неметанових вуглеводнів, пилу НДЗС та PM_{10} , $PM_{2,5}$, PM_1 виявив неоднорідність забруднення повітря поблизу автодоріг з різною інтенсивністю транспортних потоків, а також у районі сельбищних зон, що обумовлено комбінацією таких факторів як швидкість вітру, напрямок вітру по відношенню до автодороги, стійкість атмосфери, типи землекористування прилеглих територій [156] та відстань до проїзної частини. На рисунках 3.4 - 3.6 наведено графіки, що відображають розподіл концентрацій азоту діоксиду, оксиду вуглецю, сірки діоксиду, неметанових вуглеводнів, пилу НДЗС та PM_{10} , $PM_{2,5}$, PM_1 для 8 точок вимірювання, що знаходилися в районі житлової забудови (сельбищна зона) та 17 точок, розміщених поблизу автодоріг.

Результати аналізу свідчать, що точки вимірювання розташовані безпосередньо в зоні впливу автодоріг (на відстані до 50 м) характеризувалися вищими концентраціями та ширшим діапазоном значень ніж концентрації у точках вимірювання, що знаходилися в межах житлових кварталів сельбищної зони.

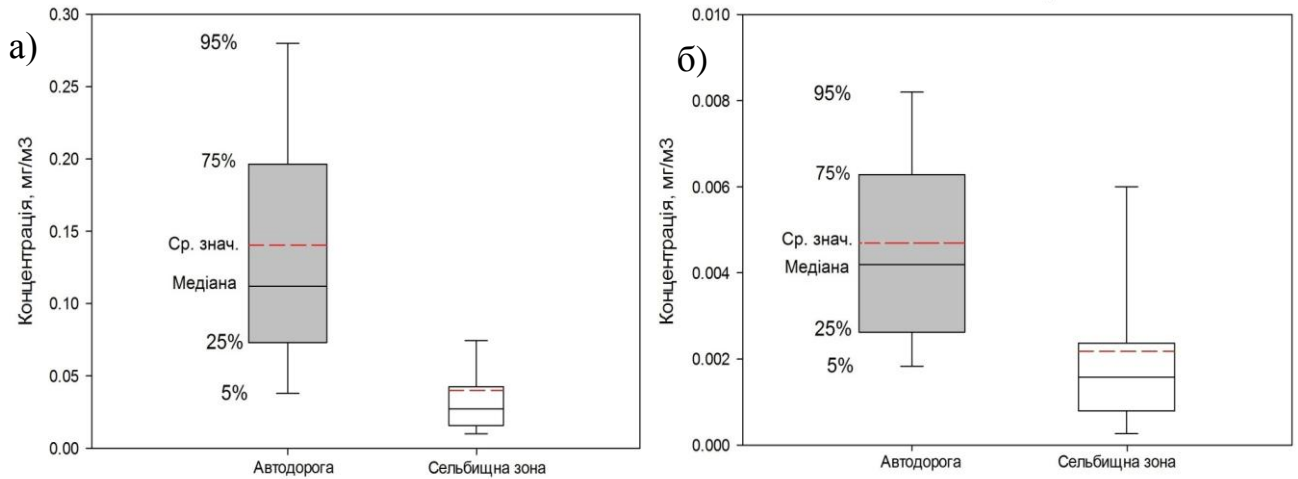


Рис. 3.4 Концентрації азоту діоксиду (а) та сірки діоксиду (б) у районі автодоріг та сельбищній зоні мг/м^3

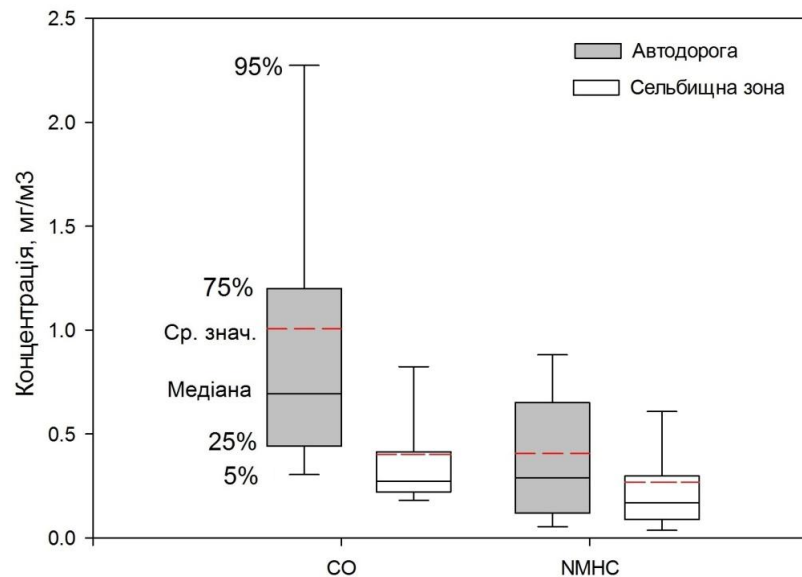


Рис 3.5 Концентрації вуглецю оксиду та неметанових вуглеводнів у районі автодоріг та сельбищній зоні, мг/м^3

Порівняння отриманих рівнів концентрацій забруднюючих речовин з чинними гігієнічними нормативами, а також даними інших досліджень вказує на необхідність проведення подальших досліджень з вивчення закономірностей формування експозиції та аналізу ризиків для здоров'я населення, обумовлених забрудненням повітря викидами автомобілів.

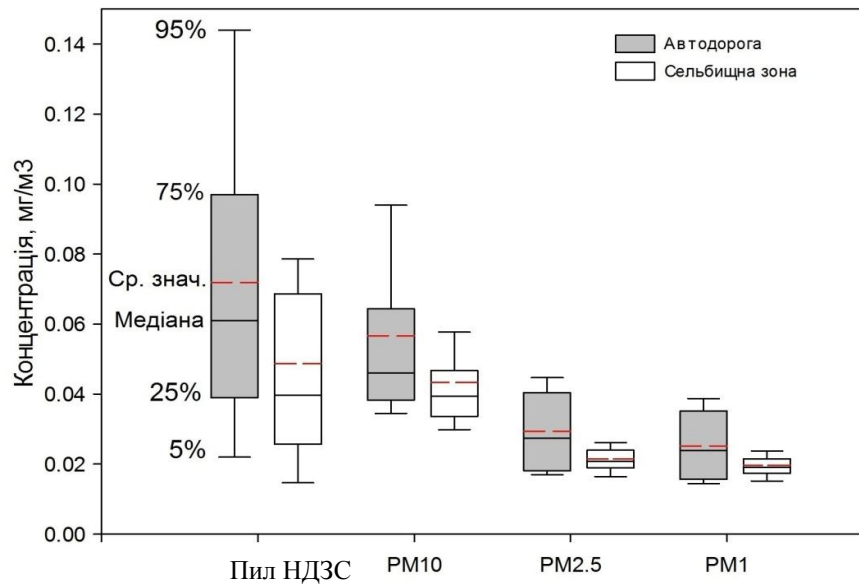


Рис. 3.6 Концентрації пилу НДЗС, PM_{10} , $PM_{2.5}$, PM_1 у районі автодоріг та сельбищній зоні, mg/m^3

Слід зазначити, що отримані у натурних дослідженнях концентрації не характеризують ситуації за умов ускладненого руху та заторів, а також не описують експозицію населення протягом перебування у приватному та громадському транспорті.

3.2 Аналіз взаємозв'язків між концентраціями забруднюючих речовин та фізико-географічними параметрами території дослідження

Вивчення особливостей формування забруднення, обумовленого викидами автомобільного транспорту, у сельбищних зонах населених пунктів проводили на основі даних вимірювань концентрацій азоту діоксиду, оксиду вуглецю і зважених часток PM_{10} , $PM_{2.5}$, PM_1 , виконаних у 2012 р. Вибір забруднюючих речовин для аналізу обумовлений високою значимістю вказаних сполук як «маркерних» у дослідженнях з оцінки впливу забруднення атмосферного повітря на здоров'я населення [9]. З метою встановлення основних факторів та параметрів, що можуть мати визначальний вплив на формування забруднення атмосферного повітря у

межах території дослідження, за допомогою інструментів пакету ArcMap (програмний продукт ArcGis версія 10.1, Esri) для усіх 30 точок вимірювань було розроблено 40 показників, що характеризували кожен пункт дослідження та прилеглу до неї територію. У таблицях Б.1 та Б.2 наведено опис та застосовані умовні позначення отриманих показників.

За результатами кореляційного аналізу, виявлено достовірний кореляційний зв'язок між концентраціями усіх забруднюючих речовин та змінними, що описували величину та структуру транспортного потоку, характеристики доріг території дослідження, категорії землекористування, відносний індекс рослинності та окремими метеорологічними параметрами. Відповідні коефіцієнти кореляції наведено у таблиці 3.4.

Для усіх забруднюючих речовин було встановлено достовірний кореляційний зв'язок між рівнями концентрацій та параметрами транспортного потоку. Середня інтенсивність транспортних потоків на визначеній території дослідження склала 4367 одиниць/годину (табл. 3.4), з яких 84 % становили легкові автомобілі, 9 % транспортні засоби та пасажирські автобуси масою до 3500 т і 7 % вантажні автомобільний транспорт. Найвищими були коефіцієнти кореляції з загальною кількістю одиниць транспорту, що проходить через точку дослідження за визначену одиницю часу, для азоту діоксиду ($r = 0,78$, $p < 0,005$), $PM_{2,5}$ ($r = 0,88$, $p < 0,005$) і PM_1 ($r = 0,89$, $p < 0,005$). Дещо слабкішим, але також достовірними, був кореляційний зв'язок між концентраціями оксиду вуглецю ($r = 0,43$, $p < 0,05$) та PM_{10} ($r = 0,55$, $p < 0,005$) та загальною кількістю транспортних засобів.

Окрім того, для окремих речовин також високими були коефіцієнти кореляції з іншими категоріями транспортних засобів: з кількістю легкових автомобілів для оксиду вуглецю ($r = 0,54$, $p < 0,05$) та PM_{10} ($r = 0,59$, $p < 0,05$), а також кількістю вантажних транспортних засобів та автобусів масою більше 3500 т для $PM_{2,5}$ і PM_1 ($r = 0,83$, $p < 0,05$; $r = 0,85$, $p < 0,05$ відповідно).

Коефіцієнти кореляції концентрацій забруднюючих речовин з показниками, що характеризували територію дослідження

Показники, що характеризували територію	Забруднююча речовина				
	NO ₂	CO	PM ₁₀	PM _{2,5}	PM ₁
1	2	3	4	5	6
<i>Характеристики транспортного потоку</i>					
Загальна кількість транспортних засобів	0,78**	0,43*	0,55*	0,88**	0,89**
Кількість легкових авто	0,59*	0,54*	0,59*	0,74**	0,76**
Кількість авто масою до 3500 т та пасажирських автобусів	0,46*	0,21	0,39	0,75**	0,76**
Кількість вантажних автомобілей	0,69**	0,48*	0,43*	0,83**	0,85**
Середня швидкість руху на прилеглий автодорозі, км/год	0,03	0,33	0,01	0,08	0,11
<i>Дороги</i>					
Відстань до найближчої, м:					
регіональної дороги	0,67**	0,20	0,50*	0,59*	0,62**
магістральної вулиці міського значення	-0,38	0,77*	-0,24	-0,44*	-0,41*
магістральної вулиці районного значення	0,33	-0,33	-0,04	-0,12	-0,13
магістральної дороги	-0,25	0,6	-0,62**	-0,55*	-0,52*
дороги/вулиці місцевого значення	-0,78**	0,3	-0,13	-0,30	-0,32
Довжина доріг у радіусі, м:					
25 м	-0,55*	0,07	-0,12	-0,53*	-0,51*
50 м	0,10	0,89**	0,51*	0,31	0,33
100 м	0,31*	0,79**	0,44*	0,49*	0,50*
300 м	0,22	0,49*	0,56*	0,68**	0,69**
500 м	0,04	0,25	0,32	0,54*	0,52*
1000 м	-0,31	0,35	0,16	0,24	0,23

Продовж. табл. 3.4

1	2	3	4	5	6
<i>Категорії землекористування</i>					
Відстань до найближчих водних об'єктів, м	-0,03	0,47*	0,22	0,13	0,13
<i>Площа парків та лісових масивів у радіусі, м²:</i>					
100 м	-0,20	-0,34	-0,44*	-0,37	-0,39
300 м	-0,17	-0,36	-0,44*	-0,35	-0,37
500 м	-0,32	-0,49*	-0,33	-0,20	-0,25
1000 м	-0,66**	-0,16	-0,05	-0,22	-0,27
3000 м	-0,78**	-0,03	-0,25	-0,38	-0,40*
<i>Площа територій із житловою забудовою у радіусі, м²:</i>					
100 м	-0,79**	-0,02	-0,14	-0,61	-0,63**
300 м	-0,69**	0,03	-0,07	-0,51*	-0,53*
500 м	-0,58*	0,10	-0,06	-0,51*	-0,53*
1000 м	-0,17	0,01	-0,19	-0,53*	-0,54*
3000 м	0,18	-0,02	-0,06	0,002	0,05
<i>Кількість житлових будинків у радіусі:</i>					
100 м	-0,16	0,44*	-0,02	-0,14	-0,12
300 м	-0,32	0,52*	-0,11	-0,15	-0,13
500 м	-0,20	0,57**	0,10	-0,05	-0,05
<i>Відносний індекс рослинності у радіусі (діапазон значень:-1:1):</i>					
50 м	-0,14	-0,59*	-0,054	0,20	0,17
100 м	0,03	-0,30	0,117	0,37	0,37
300 м	-0,06	-0,12	0,251	0,45*	0,46*
500 м	-0,27	-0,23	0,331	0,46	0,46*
1000 м	-0,35	-0,19	0,47*	0,29	0,25
3000 м	0,15	-0,21	0,326	0,27	0,24
<i>Метеорологічні параметри</i>					
Температура, °С	0,33	0,25	-0,17	0,08	0,11
Відносна вологість, %	-0,38	-0,48*	0,03	-0,48*	-0,50*
Швидкість вітру, м/с	-0,57*	0,2	-0,33	-0,66**	-0,66**
<i>Інше</i>					
Висота над рівнем моря, м	0,10	0,27	0,29	0,26	0,29

Примітки:

* Рівень статистичної значимості $p < 0,05$

** Рівень статистичної значимості $p < 0,005$

Залежності між концентраціями досліджуваних забруднюючих речовин та середньою швидкістю руху транспортного потоку на прилеглий ділянці дороги не було виявлено (табл. 3.4).

Окремі дослідження останніх років свідчать про значну варіабельність концентрацій азоту діоксиду, оксиду вуглецю та зважених часток діаметром діаметром до 10 мкм у поблизу автомобільних доріг [118, 135-137], що пояснюється специфікою поширення забруднення у залежності від відстані до проїзної частини. Значення середніх відстаней до автомобільних доріг різного типу від визначених точок дослідження наведено у таблиці Б.1. Для усіх досліджуваних речовин, за винятком оксиду вуглецю, встановлено достовірний кореляційний зв'язок між концентраціями та відстанню до автомобільних доріг різного типу (табл. 3.4). Так, для азоту діоксиду найбільш значимою була відстань до найближчих внутрішньо районних доріг місцевого значення ($r = - 0,78$, $p < 0,005$), у той час як для зважених часток - відстань до магістральної вулиці районного значення ($r = - 0,62$, $r = - 0,55$, $r = - 0,52$ для PM_{10} , $PM_{2,5}$ і PM_1 відповідно; $p < 0,05$). Концентрації оксиду вуглецю не були чутливими до даного показника. Слід відмітити, що усі коефіцієнти кореляції концентрацій із відстанню до найближчих автодоріг характеризуються від'ємним знаком, що свідчить про зворотній характер залежності та, відповідно, зменшення рівня забруднення по мірі віддалення від автодороги.

Другим показником, що відноситься до категорії параметрів автодоріг був показник довжини автомобільних доріг у буферних зонах різного радіусу (25, 50, 100, 300, 500, 1000 м) (табл. 3.4). Найвищими були коефіцієнти кореляції для буферних зон радіусом 50 м для оксиду вуглецю ($r = 0,89$, $p < 0,005$) і PM_{10} ($r = 0,51$, $p < 0,05$) та для зон радіусом 300 м для $PM_{2,5}$ ($r = 0,68$, $p < 0,005$) і PM_1 ($r = 0,69$, $p < 0,005$). Найнижчим був коефіцієнт кореляції концентрацій азоту діоксиду з довжиною доріг у радіусі 100 м від точки дослідження ($r = 0,31$, $p < 0,005$).

Дослідження проведені у США, Європі та нещодавні окремі роботи російських авторів показали, що специфіка землекористування території значною мірою може впливати на поширення та динаміку концентрації забруднюючих речовин у атмосферному повітрі, зокрема у сельбищних зонах

поблизу автодоріг [118, 125, 126]. У даному дослідженні було враховано 3 категорії землекористування та параметри, що їх характеризували: відстань до найближчих водних об'єктів, площу парків та лісових масивів і площу житлової забудови у буферних зонах різного радіусу (100, 300, 500, 1000, 3000 м) (табл. Б.2). На рис. Б.1 наведено карту Дарницького району та основні характерні типи землекористування відповідно до генерального плану міста. Оскільки Дарницький район м. Києва характеризується наявністю великої кількості водних об'єктів, середня відстань до найближчих склала 646 м для усіх точок дослідження (табл. Б.1). Середня площа парків та прилеглих лісових масивів району становила 305 га (табл. Б.1). Середні значення показників площі парків та лісових масивів і території житлової забудови в межах кожної з буферних зон наведено у таблиці Б.1

Кореляційної залежності між концентраціями забруднюючих речовин та відстанню до найближчих водних об'єктів не було виявлено. Відмічено негативний достовірний кореляційний зв'язок між площею парків у радіусі 100-300 м та концентраціями зважених часток $PM_{2,5}$ ($r = - 0,44$, $p < 0,05$), площею парків у радіусі 500 м та концентраціями оксиду вуглецю ($r = - 0,49$, $p < 0,05$), площею паркових та лісових насаджень у радіусі 1000 м та концентраціями азоту діоксиду ($r = - 0,66$, $p < 0,005$), а також площею парків та лісових масивів у зоні 3000 м і забрудненням повітря азоту діоксидом ($r = - 0,78$, $p < 0,005$) та PM_1 ($r = - 0,66$, $p < 0,05$) (табл. 3.4). Концентрації $PM_{2,5}$ не виявили варіабельності по відношенню до даного показника. Окрім того, додатково було оцінено коефіцієнти кореляції для усіх забруднюючих речовин та площі житлової забудови у відповідних буферних зонах заданого радіусу. Найвищими були коефіцієнти кореляції для азоту діоксиду у радіусі 100 м ($r = - 0,79$, $p < 0,005$), $PM_{2,5}$ у радіусі 1000 м ($r = - 0,53$, $p < 0,05$) і PM_1 у радіусі 100 м ($r = - 0,63$, $p < 0,05$). Достовірних кореляційних залежностей для оксиду вуглецю та PM_{10} не встановлено (табл. 3.4).

Враховуючи відсутність просторово детермінованих даних щодо щільності проживання населення у районі дослідження, було введено

показник кількості житлових будинків радіусі 100, 300 та 500 м від кожної з точок проведення вимірювань забруднення повітря (табл. Б.1, Б.2). Відмічено достовірний позитивний кореляційний зв'язок між рівнями забруднення повітря оксидом вуглецю та кількістю житлових будинків у всіх визначених буферних зонах, з найвищим показником для зони радіусом 500 м ($r = 0,57$, $p < 0,005$) (табл. 3.4). Для решти речовин кореляція не виявлена.

З метою врахування потенційного впливу зелених насаджень району, які можуть розміщуватися у межах житлової забудови, за винятком парків та прилеглих лісових масивів, було використано показник відносного індексу рослинності (вимірюється у діапазоні від -1 до 1) (табл. Б.1, Б.2, рис. Б.2), порядок розрахунку якого описано у розділі 2. Достовірний кореляційний зв'язок виявлено лише для концентрацій оксиду вуглецю ($r = - 0,59$, $p < 0,005$) у буферній зоні радіусом 50 м (табл. 3.4). Відмічено присутність позитивних коефіцієнтів кореляції для зважених часток, що свідчить про те, що зелені насадження в межах сельбищних зон, можуть виступати у якості джерела вторинного забруднення повітря зваженими частками (трав'яний покрив, клумби). Однак, для завдання оцінки концентрацій, обумовлених викидами автомобільного транспорту, показники кореляції між концентраціями зважених часток та індексами вегетації не були достовірними.

Протягом усього періоду дослідження паралельно із вимірюваннями рівнів забруднення атмосферного повітря реєстрували метеорологічні параметри, такі як температура повітря, відносна вологість та швидкість вітру (табл. Б.1, Б.2). Виявлено кореляційну залежність (табл. 3.4) між відносною вологістю та концентраціями оксиду вуглецю ($r = - 0,48$, $p < 0,05$), $PM_{2,5}$ ($r = - 0,48$, $p < 0,05$) і PM_1 ($r = - 0,50$, $p < 0,05$). Окрім того, відмічено високі значення коефіцієнтів кореляції між швидкістю вітру та забрудненням повітря у точках дослідження азоту діоксидом ($r = - 0,57$, $p < 0,05$) та зваженими частками ($r = - 0,66$, $p < 0,05$ для $PM_{2,5}$ і PM_1). Кореляція концентрацій досліджуваних речовин із змінами температури була незначною (табл. 3.4).

В окремих роботах з оцінки забруднення атмосферного повітря на основі методів регресійного моделювання, приводяться варіанти моделей, у яких географічне розташування точки дослідження, зокрема висота над рівнем моря та топографія прилеглої території, є значимим показником для прогнозування концентрацій [48, 125]. Зважаючи на зазначене, для усієї території дослідження було побудовано карту висотних відміток рельєфу (рис. Б.3). Значних перепадів висот для території дослідження не спостерігалось. Для жодної речовини не виявлено кореляційного зв'язку з висотними відмітками рельєфу у точках дослідження (табл. 3.4).

Висновки до розділу 3

1. За даними вимірювання концентрацій забруднюючих речовин, що надходять до атмосферного повітря з викидами автомобільного транспорту, у 55 точках рівномірно розташованих на території Дарницького та Дінпровського районів м. Києва (2012 р, 2014 р.), встановлено, що максимальні концентрації у приземному шарі атмосферного повітря для ряду речовин перевищували існуючі гігієнічні нормативи (ГДК_{м.р.}): у 2012 р. оксиду вуглецю – у 1,7 рази (0,12 – 8,58 мг/м³); у 2014 р. сірки діоксиду – у 2,9 рази (0,0003 – 1,460 мг/м³), азоту діоксиду – у 2,8 рази (0,004 – 0,576 мг/м³), неметанових вуглеводнів – у 2,8 рази (0,003 – 2,810 мг/м³), оксиду вуглецю – у 1,2 рази (0,030 – 6,093 мг/м³).

2. За результатами кореляційного аналізу виявлено достовірний зв'язок між концентраціями азоту оксиду, оксиду вуглецю, РМ₁₀, РМ_{2,5} і РМ₁ отриманими у 2012 р. та показниками, що описували величину та структуру транспортного потоку, характеристики доріг території дослідження, категорії землекористування, відносний індекс рослинності та метеорологічні параметри (відносна вологість, швидкість вітру). Зважаючи на отримані значення коефіцієнтів парної кореляції, вказані параметри є факторами, що впливають на формування та просторове поширення концентрацій азоту

діоксиду, оксиду вуглецю та PM_{10} , $PM_{2,5}$ і PM_1 на визначній території дослідження та можуть бути використаними у якості незалежних змінних у моделях прогнозування забруднення на основі методу множинної лінійної регресії.

Матеріали даного розділу відображені в наступних публікаціях

1. Особливості формування концентрацій забруднюючих речовин, зумовлених викидами автомобільного транспорту, при оцінці ризиків для здоров'я населення / О. І. Турос, О. В. Ананьєва, А. А. Петросян, О. М. Картавцев, І. В. Кобзаренко // Східноєвропейський журнал громадського здоров'я: матеріали міжнародної наук.-практ. конференції присвяченої всесвітньому дню здоров'я. – К., 2012. – № 1 (13). – С. 246 – 247.
2. Аналіз політики стосовно гігієни повітря при забрудненні автомобільним транспортом / О. І. Турос, О. В. Ананьєва, О. М. Картавцев // Гігієнічна наука та практика: сучасні реалії. Матеріали XV з'їзду гігієністів України (20-21 вересня 2012, м. Львів). – Львів, 2012. – С. 257-259.
3. Дослідження забруднення повітря автомобільними викидами у Дарницькому районі м. Київ / О. В. Ананьєва, А. А. Петросян, Л. В. Петрук, Т. П. Маремуха // Журнал Національної академії медичних наук України : матеріали конф. молодих вчених, присвяченої 20-річчю НАМНУ (5 березня 2013, м. Київ). – Київ, 2013. Т. 19, додаток 2013 / гол. ред. акад. А. М. Сердюк. – К. : НАМН України, 2013. – С. 16–17.
4. Ананьєва О. В. Изучение закономерностей формирования загрязнения атмосферного воздуха выбросами автомобильного транспорта / О. В. Ананьєва, А. А. Петросян // Здоровье и окружающая среда: сб. науч. трудов. – Минск: РНМБ, 2014. – Том 1 – Вип. 24. – С. 49–55.
5. Дослідження варіабельності забруднення атмосферного повітря викидами автомобільного транспорту в сельбищних зонах міст / О. І. Турос, О. В. Ананьєва, А. А. Петросян, Т. П. Маремуха // Актуальні питання гігієни та екологічної безпеки України (десяті марзєєвські читання): збірка тез

доповід. наук.-практ. конф. (9-10 жовтня 2014 р.). – Вип. 14. – К., 2014. – С. 80–82.

6. Використання нової вимірювальної техніки для визначення якісного та кількісного складу забруднення атмосферного повітря / О. І. Турос, Д. С. Сухачов, Л. І. Михіна, О. В. Ананьєва, В. М. Івасенко // Актуальні питання гігієни та екологічної безпеки України (11-ті марзєєвські читання): збірка тез доповід. наук.-практ. конф. (8-9 жовтня 2015 р.). – К., 2015. – С. 75–76.

РОЗДІЛ 4

НАУКОВЕ ОБҐРУНТУВАННЯ ВИБОРУ ПІДХОДІВ ДО КІЛЬКІСНОЇ ОЦІНКИ ЗАБРУДНЕННЯ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ АВТОМОБІЛЬНИМ ТРАНСПОРТОМ

4.1 Визначення забруднення атмосферного повітря викидами автомобільного транспорту за допомогою регресійних моделей

На основі даних виконаного кореляційного аналізу, описаного у розділі 3.2, за допомогою методу лінійної множинної регресії запропоновано моделі прогнозування концентрацій азоту діоксиду, оксиду вуглецю та зважених часток PM_{10} , $PM_{2,5}$ і PM_1 . Зважаючи на потенційний внесок інших, не обумовлених автомобільним транспортом, джерел (близькість розташування промислових об'єктів, ТЕЦ, зелені/паркові зони, тимчасові неорганізовані джерела викидів та ін.) у формування забруднення території концентраціями пилу НДЗС модель прогнозування для зазначеної забруднюючої речовин не розглядали.

Показники території дослідження, для яких встановлено достовірні коефіцієнти кореляції із концентраціями забруднюючих речовин у точках вимірювання (табл. 3.4) було використано у якості незалежних змінних для моделей прогнозування забруднення. Шляхом покрокового включення усіх незалежних змінних до рівняння регресії, для кожної із забруднюючих речовин було отримано «найкращу» модель прогнозування концентрацій за допомогою методу множинної лінійної регресії. Кожну з моделей було описано у вигляді комбінації незалежних змінних та відповідних коефіцієнтів (табл. 4.1) [123, 127, 157]. Детальне роз'яснення щодо позначень змінних, застосованих у наведених рівняннях, викладено у таблиці Б.2. Точність моделей оцінено на основі значення скоригованого коефіцієнту детермінації (R^2) та статистичних тестів, описаних у розділі 2, що висвітлює методи дослідження.

Таким чином, не всі показники, для яких наведено коефіцієнти парної кореляції у таблиці 3.4 розділу 3, увійшли до остаточних варіантів моделей азоту діоксиду, оксиду вуглецю та PM_{10} , $PM_{2,5}$, PM_1 (табл. 4.2).

Таблиця 4.1

Рівняння лінійної регресійної залежності та відповідні скориговані коефіцієнти детермінації (R^2)

Забруднююча речовина	Рівняння лінійної регресійної моделі (LUR)	R^2
Азоту діоксид	$LUR(NO_2) = 0,16 + 8,49 \times 10^{-8} \times TRAFLOAD^1 - 2,70 \times 10^{-5} \times DIST_TROAD^2 + 3,00 \times 10^{-5} \times ROAD_LENGTH100^3 - 1,20 \times 10^{-7} \times RESID300^4 - 1,34 \times 10^{-8} \times PARK3000^5$	0,90
Оксид вуглецю	$LUR(CO) = - 0,47 + 2,60 \times 10^{-5} \times TRAFLOAD_L^6 - 3,08 \times 10^{-3} \times RH^7 + 7,54 \times 10^{-3} \times ROAD_LENGTH50^8 - 1,55 \times NDVI100^9$	0,77
PM_{10}	$LUR(PM_{10}) = 24,19 + 9,54 \times 10^{-4} \times TRAFLOAD^1 - 1,29 \times 10^{-2} \times DIST_SROAD^{10} + 8,57 \times 10^{-3} \times ROAD_LENGTH300^{11} + 4,15 \times WIND^{12}$	0,59
$PM_{2,5}$	$LUR(PM_{2,5}) = -1,38 + 3,47 \times 10^{-3} \times TRAFLOAD^1 - 1,49 \times 10^{-3} \times DIST_TROAD^2 + 4,65 \times 10^{-4} \times ROAD_LENGTH1000^{13} - 1,89 \times 10^{-6} \times PARK1000^{14}$	0,79
PM_1	$LUR(PM_1) = - 1,50 + 3,42 \times 10^{-3} \times TRAFLOAD^1 - 7,36 \times 10^{-4} \times DIST_SROAD^{10} + 3,73 \times 10^{-4} \times ROAD_LENGTH1000^{13} - 2,68 \times 10^{-6} \times PARK1000^{14}$	0,81

Примітки:

1. TRAFLOAD – загальна кількість транспортних засобів, од/год
2. DIST_TROAD – відстань до найближчої дороги місцевого значення, м
3. ROAD_LENGTH100 – довжина доріг (м) у буферній зоні радіусом 100 м
4. RESID300 – площа житлової забудови (m^2) у буферній зоні радіусом 300 м
5. PARK3000 – площа парків та лісів (m^2) у буферній зоні радіусом 3000 м
6. TRAFLOAD_L – кількість легкових автомобілів, од/год
7. RH – відносна вологість повітря, %
8. ROAD_LENGTH50 довжина доріг (м) у буферній зоні радіусом 50 м
9. NDVI100 – відносний індекс рослинності у буферній зоні радіусом 100 м
10. DIST_SROAD – відстань до найближчої автодороги магістрального значення, м
11. ROAD_LENGTH300 – довжина доріг (м) у буферній зоні радіусом 300 м
12. WIND – швидкість вітру, м/с
13. ROAD_LENGTH1000 – довжина доріг (м) у буферній зоні радіусом 1000 м
14. PARK1000 – площа парків та лісів (m^2) у буферній зоні радіусом 1000 м

Огляд змінних, що увійшли до регресійних моделей прогнозування

Незалежні змінні	CO	NO ₂	PM ₁₀	PM _{2,5}	PM ₁
Коефіцієнт детермінації (R ²)	0,77	0,90	0,59	0,79	0,81
Кількість транспортних засобів: - загальна -легкові авто	+	+	+	+	+
Дороги: - довжина доріг у радіусі - відстань до найближчої дороги	50 м -	100 м місцевого значення	300 м магістральної вулиці районного значення	1000 м магістральної вулиці загальноміського значення	1000 м магістральної вулиці районного значення
Категорії землекористування: -площа житлової забудови в радіусі - площа парків у радіусі	- -	300 м 3000 м	- -	- 1000 м	- 1000 м
Індекс рослинності у радіусі	100 м	-	-	-	-
Кількість жилавих будинків у радіусі	500 м	-	-	-	-
Метереологічні параметри: - швидкість вітру - відносна вологість	- +	- -	+ -	- -	- -

Рівняння регресійної моделі для азоту діоксиду характеризувалося високим коефіцієнтом детермінації ($R^2 = 0,90$, $p < 0,001$) та включало наступні показники: загальна кількість автомобілів (TRAFLOAD) без диференціації за типами, що проходять через точку дослідження за визначений часовий період; відстань до найближчої дороги місцевого значення (в межах району дослідження) (DIST_TROAD); довжина доріг у радіусі 100 м від кожної з точок дослідження (ROAD_LENGTH100), а також змінні, що описують категорії землекористування даної території - площа території зайнятої житловою забудовою у радіусі 300 м (RESID300) та площа парків та лісових масивів у радіусі 3000 м (PARK3000) (табл. 4.1, 4.2).

Остаточна регресійна модель для оксиду вуглецю включала дещо менше показників ніж модель для азоту діоксиду: кількість легкових автомобілів (TRAFLOAD_L), що проходять через точку дослідження за визначений часовий період; довжину доріг у радіусі 50 м від кожної з точок дослідження (ROAD_LENGTH50); відносний індекс рослинності у радіусі 100 м (NDVI100) а також відносну вологість (RH). Коефіцієнт детермінації остаточної моделі для оксиду вуглецю становив $R^2 = 0,77$ ($p < 0,001$).

Що стосується зважених часток, то для кожного їх класу було отримано окрему модель, яка характеризувалася власним набором змінних (табл. 4.1, 4.2). Так, модель прогнозування концентрацій PM_{10} базувалася на поєднанні змінної загальної інтенсивності транспортного потоку (TRAFLOAD) без диференціації за типами, відстанню до найближчої магістральної вулиці районного значення (DIST_SROAD), довжиною доріг у радіусі 300 м (ROAD_LENGTH300) та швидкістю вітру (WIND) з коефіцієнтом детермінації $R^2 = 0,59$ ($p < 0,001$). Змінна швидкості вітру не була значимою для жодної іншої моделі, що пояснюється відносно невисокими швидкостями вітру у період дослідження, які не були визначальними для розсіювання концентрацій оксиду вуглецю та діоксиду азоту, проте були достатніми для перемішування PM_{10} та формування

вторинного забруднення, про що свідчить позитивний характер кореляції (табл. 3.4).

Регресійна модель для $PM_{2,5}$ описана комбінацією таких змінних, як загальна інтенсивність транспортного потоку (TRAFLOAD) без диференціації за типами, відстань до найближчої магістральної вулиці загальноміського значення (DIST_TROAD), довжина доріг у радіусі 1000 м (ROAD_LENGTH1000) та площа парків і лісових масивів у радіусі 1000 м (PARK1000) (табл. 4.1, 4.2). Коефіцієнт детермінації моделі склав $R^2 = 0,79$ ($p < 0,001$).

Подібний результат було отримано для PM_1 . Остаточний варіант моделі ґрунтувався на показниках загальної інтенсивності транспортного потоку (TRAFLOAD), відстані до найближчої магістральної вулиці районного значення (DIST_SROAD), довжини доріг у радіусі 1000 м (ROAD_LENGTH300) та площі парків і лісових масивів у радіусі 1000 м (PARK1000) з коефіцієнтом детермінації $R^2 = 0,81$ ($p < 0,001$) (табл. 4.1, 4.2).

На основі описаних моделей для кожної із забруднюючих речовин було оцінено концентрації азоту діоксиду, оксиду вуглецю, PM_{10} , $PM_{2,5}$ та PM_1 для 30 точок, у яких проводилися вимірювання рівнів забруднення повітря у 2012-2014 рр. Отримані змодельовані рівні концентрацій було порівняно з даними натурних вимірювань у відповідних точках. Моделі для азоту діоксиду та оксиду вуглецю показали хороші результати, дозволивши оцінити до 90 % та 77 % варіабельності забруднення відповідно. Рисунок 4.1 відображає результати порівняння для азоту діоксиду та оксиду вуглецю.

Для концентрацій азоту діоксиду запропонована модель добре справилася із завданням оцінки рівня забруднення у заданих точках дослідження, однак у окремих випадках розрахункові концентрації були нижчими від отриманих під час вимірювань. Відносна середня різниця між концентраціями за абсолютними показниками склала 3,3 % та не перевищувала 8 % за абсолютним значенням.

Концентрації оксиду вуглецю, отримані за допомогою описаної моделі, були досить близькими до результатів натурних вимірювань. Запропонована модель дещо переоцінила рівні забруднення для окремих точок дослідження, проте, вцілому, відносна середня різниця між концентраціями за абсолютними показниками не перевищувала 10 %.

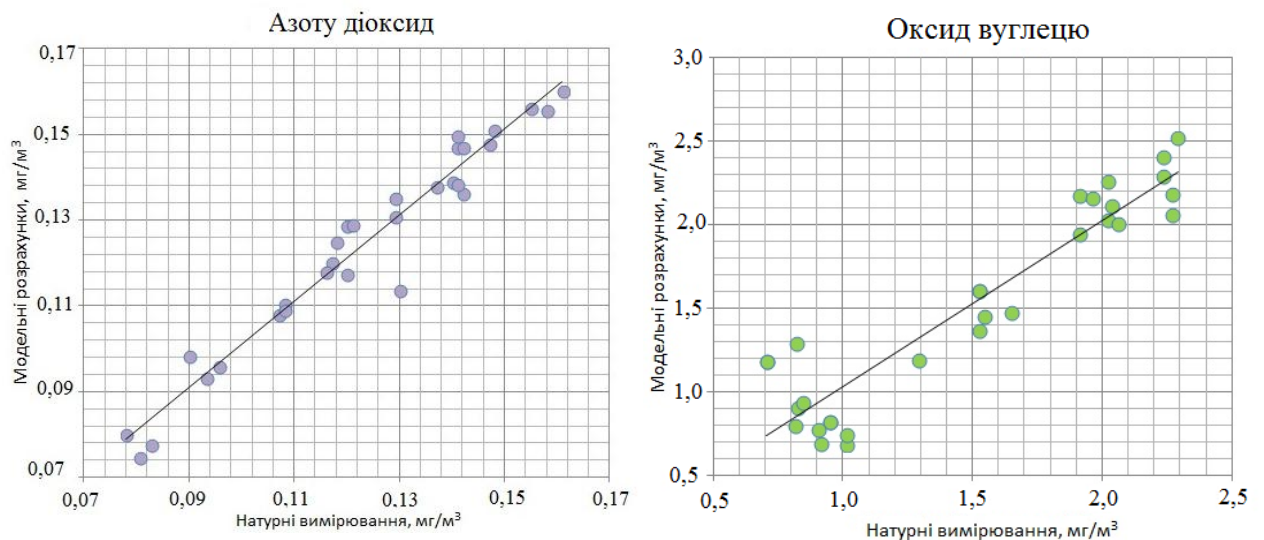


Рис. 4.1 Порівняння концентрацій NO_2 і CO , отриманих за допомогою регресійних моделей, з даними натурних вимірювань

Моделі прогнозування концентрацій зважених часток також показали відносно хороші результати. Так, для PM_{10} відносна середня різниця між змодельованими концентраціями та даними натурних досліджень не перевищувала 16 %.

Незважаючи на високі показники детермінації моделей $\text{PM}_{2,5}$ та $\text{PM}_{1,}$ змодельовані концентрації були дещо завищеними по відношенню до даних проведених натурних вимірювань (рис. 4.2). Однак, відносна середня різниця між змодельованими концентраціями та даними натурних досліджень не перевищувала 13 % для $\text{PM}_{2,5}$ і 12 % для $\text{PM}_{1,}$.

Слід зазначити, що отримані результати є співзвучними з результатами інших авторів, отриманих у роботах з оцінки та прогнозування рівнів забруднення атмосферного повітря.

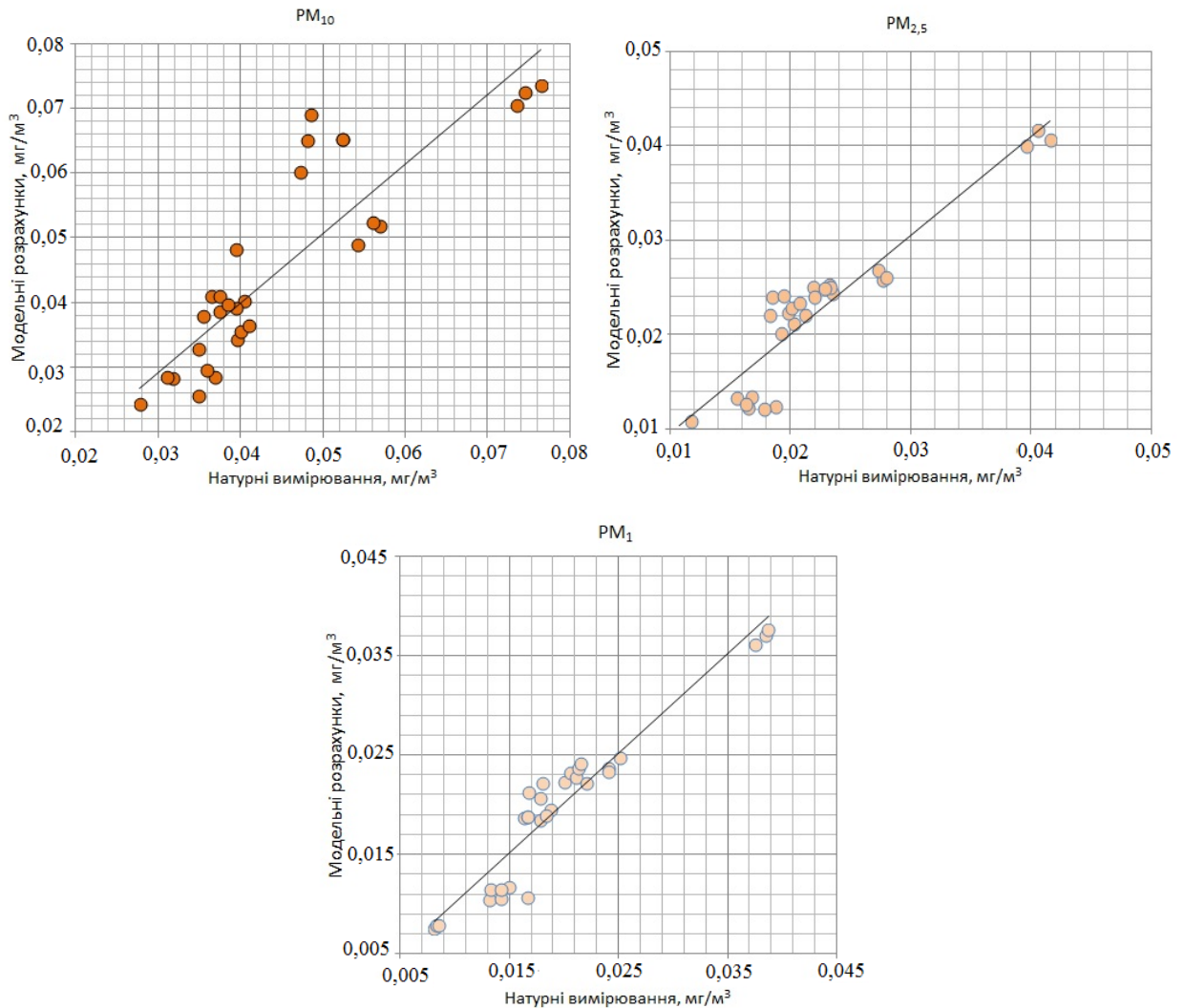


Рис. 4.2 Порівняння концентрацій PM₁₀, PM_{2,5}, PM₁, отриманих за допомогою регресійних моделей, з даними натурних вимірювань

Окремі закордонні дослідження описують регресійні моделі для азоту діоксиду та зважених часток із значенням R^2 у діапазоні від 0,52 до 0,76 та від 0,50 до 0,81 відповідно [123, 127, 157]. Найбільш значимими змінними, як і у отриманих нами моделях, були кількість автомобільного транспорту та параметри автодоріг, які у поєднанні здатні на 60 % описати кінцеве значення R^2 . Комбінація таких змінних як відстань до найближчої

завантаженої автомобільної дороги та щільність проживання населення дозволила оцінити 60% варіабельності концентрацій NO_2 у м. Мюнхен ($R^2=0,60$) [158]. Для м. Єкатеринбург (РФ) інститутом промислової екології Уральського відділення Російської академії наук було створено модель забруднення міста концентраціями NO_2 з $R^2=0,70$ лише на основі поєднання двох змінних: щільності житлової забудови, отриманої на основі супутникових знімків, та інтегрального показника, що описував вплив дорожньої мережі міста [49].

Незважаючи на доволі високу схожість отриманих результатів у дослідженнях, проведених у різних країнах, коефіцієнти та змінні регресійної моделі, зазвичай, є індивідуальними для кожної території, що обумовлює необхідність підготовки локальних моделей на основі індивідуальних транспортних, фізико-географічних та кліматичних характеристик.

Слід зазначити, що остаточні варіанти моделей було запропоновано та перевірено на основі даних вимірювань, отриманих у період літо-осінь. Сезонна валідація моделей, зважаючи на відсутність даних натурних вимірювань для холодного періоду року, не виконувалася.

4.2 Порівняльний аналіз оцінки експозиційного навантаження за даними натурних вимірювань та моделей розсіювання забруднення у приземному шарі атмосферного повітря

Беручи до уваги низький ступінь репрезентативності доступних моніторингових даних і чинні рекомендації Європейського парламенту та Ради Європи щодо якості атмосферного повітря [2, 28, 159], у представленій роботі запропоновано використання комбінації даних натурних досліджень та моделей розсіювання концентрацій забруднюючих речовин у приземному шарі з метою розрахунку усереднених за різні часові періоди концентрацій для оцінки експозиції та відповідних ризиків для здоров'я населення. Для розрахунку усереднених концентрацій забруднюючих речовин було

запропоновано до використання програмний продукт ISC-AERMOD View v.9.3 (Lakes Environmental, ліцензія ISCA Y0002896), який є прикладом регуляторної моделі Агентства США з охорони довкілля і широко використовується для прогнозу якості повітряного середовища і розрахунку усереднених концентрацій за різні часові періоди. З метою оцінки достовірності даних, отриманих шляхом застосування вказаної моделі, виконано тестування результатів модельних розрахунків на ступінь узгодженості з даними натурних досліджень.

Розрахунок концентрацій азоту діоксиду, оксиду вуглецю, сірки діоксиду, неметанових вуглеводнів і зважених часток PM_{10} виконано для 28 ділянок автодоріг та 6 перехресть, в районі яких проводилися дослідження рівнів забруднення повітря у 2012 та 2014 рр. (розділи 2, 3). Валідація моделі за ступенем узгодженості концентрацій НДЗС не проводилася, зважаючи на невелику кількість точок дослідження.

Як вхідні дані використано: відповідні характеристики автодоріг та перехресть (довжина ділянки дослідження, ширина проїзної частини, висота викиду) у вигляді параметрів джерел викидів, величини викидів (г/с) зазначених забруднюючих речовин, розраховані відповідно до існуючих методик [148, 150, 160]; річні дані метеорологічних спостережень для м. Києва; дані цифрової моделі рельєфу території дослідження. У таблицях Б.3 і Б.4 наведено параметри джерел викидів, прийнятих до розрахунку, а також відповідні величини викидів забруднюючих речовин (г/с). Файли метеорологічних параметрів (у форматах SFC та PFL), підготовлені за допомогою програми попередньої обробки метеорологічних даних AERMET. Розрахунок концентрацій забруднюючих речовин виконано для 34 розрахункових (рецепторних точок), що відповідали довільно обраним точкам натурних вимірювань у 2012 та 2014 роках. Беручи до уваги 1-годинний період усереднення даних натурних вимірювань, до аналізу було включено відповідні розрахункові усереднені 1-годинні концентрації.

У таблиці 4.3 наведено значення концентрацій досліджуваних речовин за даними вимірювань та моделювання. Для концентрацій азоту діоксиду та оксиду вуглецю відмічалось досить хороше узгодження на рівні медіани. Водночас, для інших речовин концентрації, отримані в результаті вимірювань, були дещо вищими ніж відповідні розрахункові значення.

Таблиця 4.3

**Порівняння даних натурних вимірювань із розрахунковими
концентраціями**

Забруднююча речовина	Вимірювання, мг/м ³		Моделювання, мг/м ³	
	Середнє значення	Медіана	Середнє значення	Медіана
Азоту діоксид	0,104	0,090	0,101	0,088
Оксид вуглецю	0,824	0,686	0,679	0,642
Сірки діоксид	0,005	0,005	0,004	0,004
Неметанові вуглеводні	0,249	0,226	0,186	0,148
Зважені частки РМ ₁₀	0,048	0,044	0,031	0,026

Аналіз співвідношення розрахункових концентрацій та даних вимірювання за 34 точками дослідження наведено у таблиці 4.4 та на рисунку 4.3. Встановлено, що співвідношення «модель-вимірювання» знаходилися у діапазоні від 0,5 до 2,0 для усіх забруднюючих речовин, що свідчить про досить хороший ступінь узгодженості між розрахунковими концентраціями та даними натурних досліджень [151-153, 161]. Для усіх речовин, за винятком РМ₁₀, у понад 80% точок, включених до аналізу, співвідношення концентрацій знаходилися у «діапазоні кратному 2». Окрім того, для азоту діоксиду, оксиду вуглецю та сірки діоксиду співвідношення концентрацій «модель-вимірювання» знаходилося у межах від 0,7 до 1,3 для понад 70% точок дослідження.

Узгодження розрахункових концентрацій забруднюючих речовин з даними натурних досліджень за 34 точками вимірювання

Забруднююча речовина	Медіана: співвідношення Модель/Вимірювання	Відсоток значень у діапазоні:	
		кратний 2	30%
Оксид вуглецю	0,86	87,5	75,0
Азоту діоксид	0,96	88,2	73,5
Сірки діоксид	0,79	84,2	84,2
Неметанові вуглеводні	0,85	80,0	60,0
Зважені частки PM ₁₀	0,59	50,0	36,6

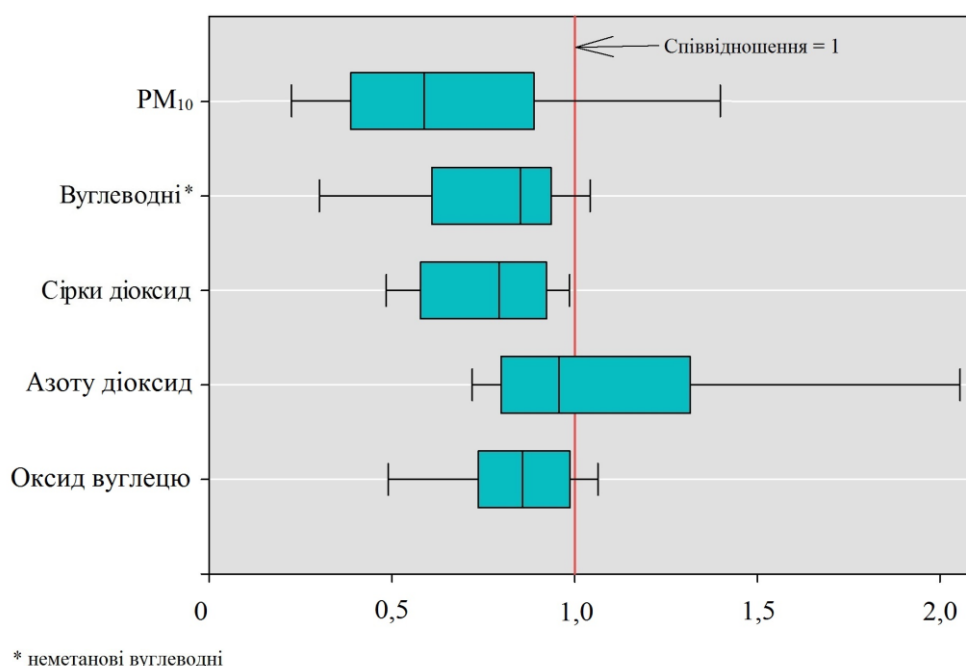


Рис. 4.3 Розподіл співвідношень концентрацій «модель-вимірювання»

Помірна узгодженість розрахункових концентрацій з даними натурних вимірювань спостерігалася лише для концентрацій PM₁₀ (50% значень у «діапазоні кратному 2»). Водночас, відповідно до представленої діаграми (рис. 4.3), значення медіани були меншими 1 для усіх

забруднюючих речовин, що свідчить про тенденцію до зниження розрахункових концентрацій запропонованою моделлю.

З метою додаткової валідації розрахункових значень усередненої 1-годинної концентрації, отриманих за допомогою ISC-AERMOD View v.9.3 у визначених 34 точках дослідження, змодельовані рівні концентрацій було співставлено з даними натурних вимірювань у відповідних точках та побудовано графіки співвідношення концентрацій (рис. 4.4).

Для усіх забруднюючих речовин було виявлено хороше узгодження між розрахунковими концентраціями та даними натурних вимірювань, про що свідчать досить високі значення коефіцієнтів кореляції за Пірсоном (r) ($p < 0,05$). Так, для концентрацій азоту діоксиду значення коефіцієнту кореляції між змодельованими концентраціями та даними натурних вимірювань було найвищим і склало: $r = 0,93$ ($p < 0,05$). Концентрації оксиду вуглецю, сірки діоксиду та неметанових вуглеводнів характеризувалися дещо нижчими показниками ($p < 0,05$): $r = 0,88$, $r = 0,90$, $r = 0,88$ відповідно. Розрахункові концентрації PM_{10} відзначалися дещо меншою узгодженістю з відповідними даними вимірювань, а відповідне значення коефіцієнту кореляції склало: $r = 0,74$ ($p < 0,05$).

Таким чином, Викладені результати порівняння розрахункових концентрацій, отриманих за допомогою програмного продукту ISC-AERMOD View v.9.3 (Lakes Environmental), з даними виконаних вимірювань забруднення атмосферного повітря викидами автомобільного транспорту за 34 точками дослідження у Дарницькому та Дніпровському районах м. Києва свідчать про високий ступінь узгодженості між змодельованими концентраціями та результатами натурних досліджень на рівні осередненої 1-годинної концентрації. Зважаючи на це, зазначену модель запропоновано до подальшого використання у даному дослідженні для розрахунку усереднених 1-, 24-годинних, та річних концентрацій забруднюючих речовин, що надходять в атмосферне повітря з викидами автомобільного транспорту, з

метою оцінки експозиції та розрахунку відповідного ризику для здоров'я населення в межах території дослідження.

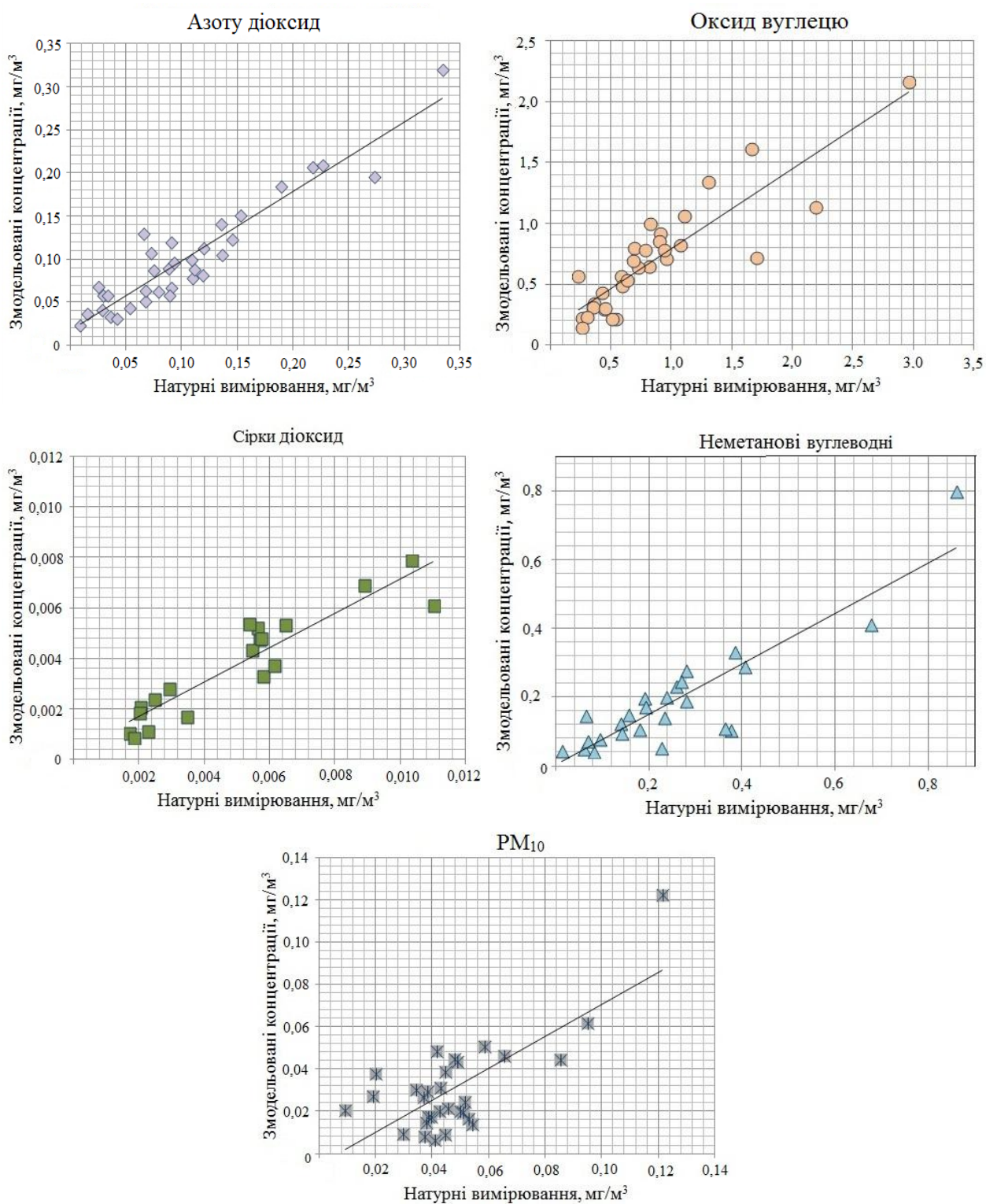


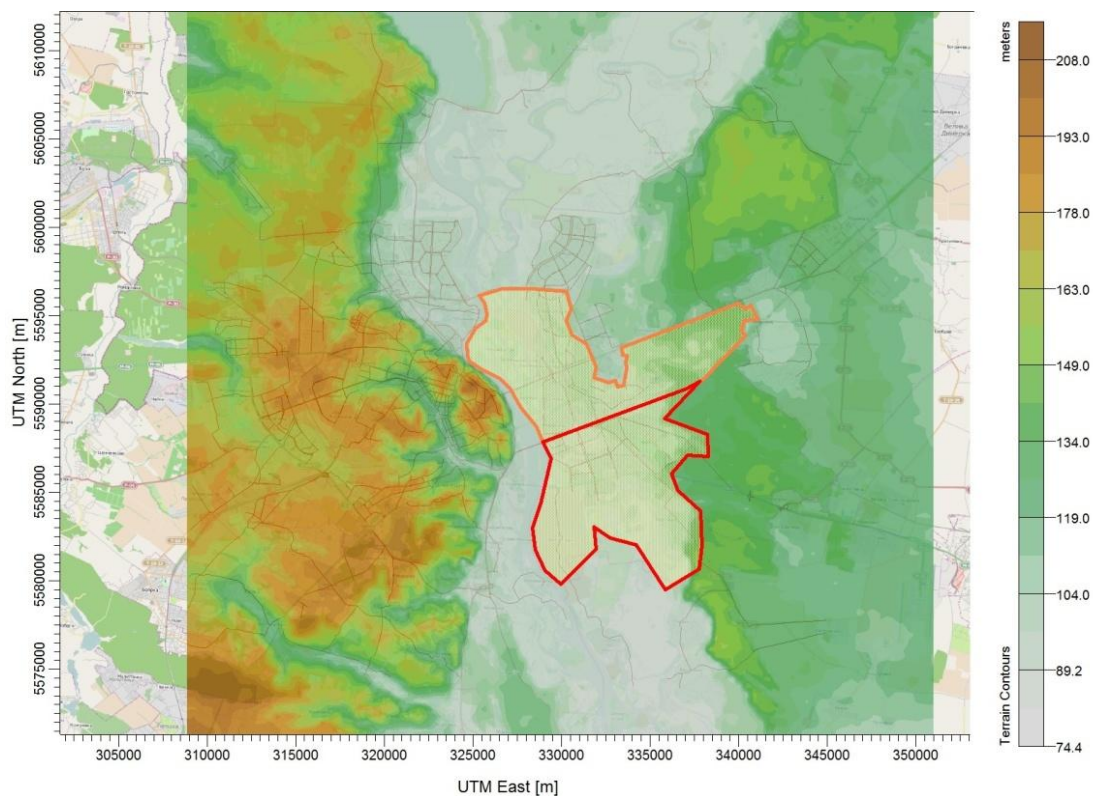
Рис. 4.4 Порівняння змодельованих концентрацій азоту діоксиду, оксиду вуглецю, сірки діоксиду, неметанових вуглеводнів та PM₁₀ з даними натурних вимірювань

4.3 Розрахунок усереднених концентрацій забруднюючих речовин за допомогою моделей розсіювання забруднення в приземному шарі атмосферного повітря

Зважаючи на хороші результати валідації моделі розсіювання концентрацій забруднюючих речовин у приземному шарі атмосфери ISC-AERMOD View v.9.3 (Lakes Environmental), представлені у попередньому розділі роботи, дану модель було використано для подальшого вирішення завдання оцінки експозиційних навантажень, обумовлених викидами автомобільного транспорту на території дослідження Дарницького та Дніпровського районів м. Києва. Склад та обсяг необхідних вхідних даних детально описано у розділі 2.

Розрахунок виконано для 28 ділянок автодоріг та 6 перехресть, в районі яких проводили вимірювання забруднення повітря у 2012 та 2014 рр. У таблицях Б.3, Б.4 наведено параметри джерел викидів, прийнятих до розрахунку, а також відповідні величини викидів забруднюючих речовин (г/с), розраховані відповідно до методик [148. 150], описаних у розділі 2. До розрахунку прийняті наступні забруднюючі речовини: азоту діоксид, оксид вуглецю, сірки діоксид, нематанові вуглеводні, формальдегід та PM_{10} .

На рисунку 4.5 представлено результати опрацювання даних цифрової моделі рельєфу для території дослідження. Абсолютні висотні відмітки рельєфу на території Дарницького та Дніпровського районів були у діапазоні від 90 до 110 м у розрізі північ-південь (рис. 4.6) та від 90 до 130 у розрізі захід-схід (рис. 4.7), що дозволяє стверджувати, що територія дослідження характеризується рівнинним рельєфом, оскільки перепад висотних відміток не перевищує 50 м на 1 км.



Висотні відмітки рельєфу для території дослідження

- Межа Дарницького району
- Межа Дніпровського району

Рис. 4.5 Цифрова модель рельєфу для території дослідження

Розрахунок розсіювання концентрацій досліджуваних забруднюючих речовин проведено у 952 вузлах розрахункової сітки (рецепторних точках), що були рівномірно розміщені на території дослідження з кроком 250 м (рис. 4.8).

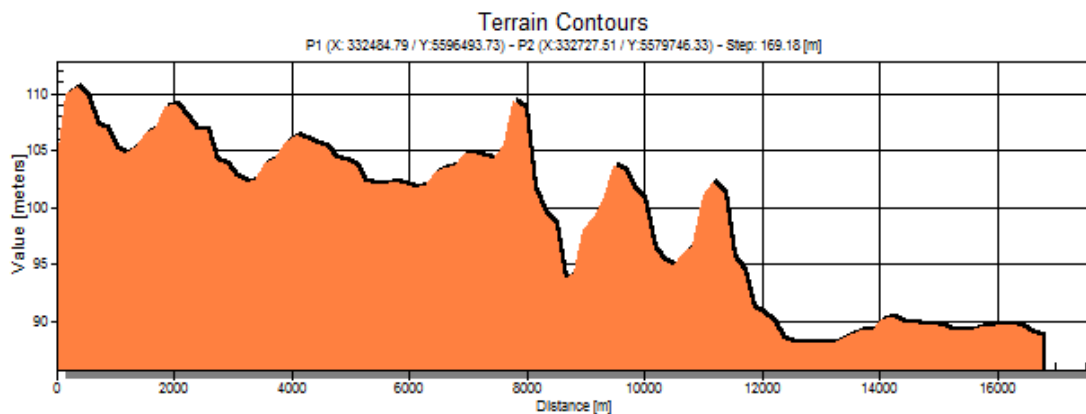


Рис. 4.6 Висотні відмітки рельєфу для території дослідження у розрізі північ-південь

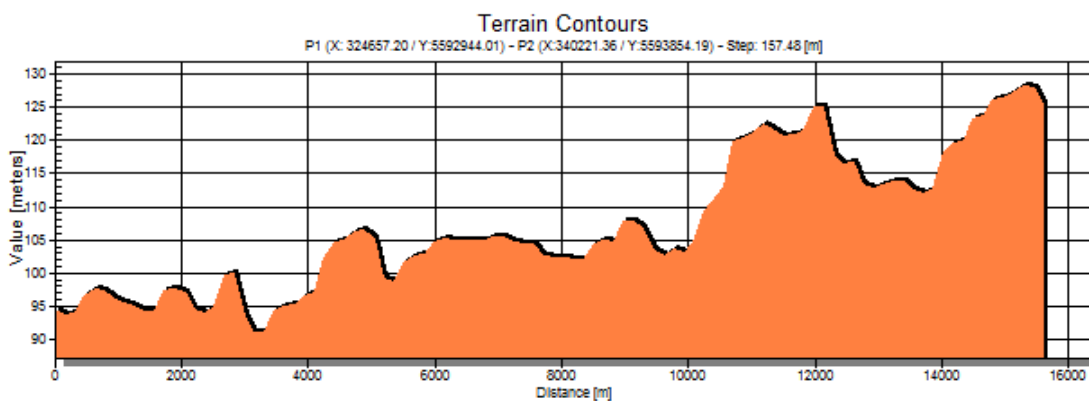
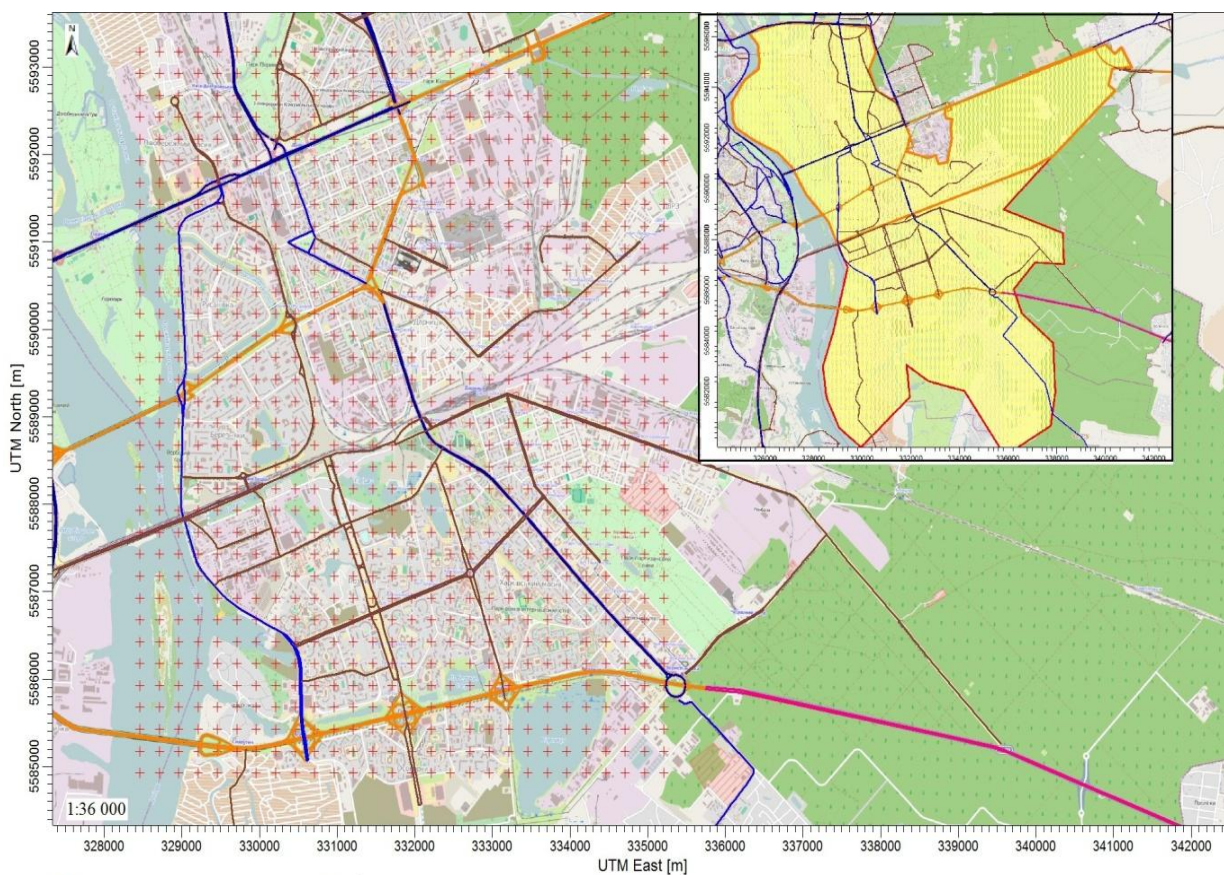


Рис. 4.7 Висотні відмітки рельєфу для території дослідження у розрізі захід-схід

Кожній з рецепторних точок було присвоєно відповідні висотні відмітки, з метою врахування впливу рельєфу території на просторове поширення концентрацій забруднюючих речовин.



Вузли розрахункової сітки

Рис. 4.8 Розташування вузлів розрахункової сітки на території дослідження

В таблиці 4.5 представлені результати розрахунків зазначених забруднюючих речовин, узагальнені за 952 рецепторними точками.

Таблиця 4.5

**Описова статистика концентрацій забруднюючих речовин у
розрахункових точках**

Забруднююча речовина / період усереднення	Концентрація, мг/м ³		
	Мінімальне значення	Максимальне значення	Середнє ***значення
Азоту діоксид			
1-година	$4,10 \times 10^{-3}$	$3,52 \times 10^{-1}$	$2,14 \times 10^{-2}$
24-години	$2,48 \times 10^{-3}$	$2,23 \times 10^{-1}$	$1,34 \times 10^{-2}$
Рік	$5,03 \times 10^{-4}$	$8,28 \times 10^{-2}$	$3,92 \times 10^{-3}$
Оксид вуглецю			
1-година	$2,28 \times 10^{-2}$	2,10	$1,19 \times 10^{-1}$
24-години	$1,37 \times 10^{-2}$	1,33	$7,43 \times 10^{-2}$
Рік	$2,77 \times 10^{-3}$	$4,95 \times 10^{-1}$	$2,17 \times 10^{-2}$
Сірки діоксид			
1-година	$9,55 \times 10^{-5}$	$1,23 \times 10^{-2}$	$6,99 \times 10^{-4}$
24-години	$4,23 \times 10^{-5}$	$7,70 \times 10^{-3}$	$4,34 \times 10^{-4}$
Рік	$1,31 \times 10^{-5}$	$2,80 \times 10^{-3}$	$1,40 \times 10^{-4}$
Неметанові вуглеводні			
1-година	$8,72 \times 10^{-3}$	1,01	$4,30 \times 10^{-2}$
24-години	$5,30 \times 10^{-3}$	$6,28 \times 10^{-1}$	$2,66 \times 10^{-2}$
Рік	$1,12 \times 10^{-3}$	$2,25 \times 10^{-1}$	$7,74 \times 10^{-3}$
Зважені частки PM₁₀			
1-година	$8,98 \times 10^{-4}$	$1,07 \times 10^{-1}$	$4,64 \times 10^{-3}$
24-години	$5,44 \times 10^{-4}$	$6,80 \times 10^{-2}$	$2,90 \times 10^{-3}$
Рік	$1,11 \times 10^{-4}$	$2,54 \times 10^{-2}$	$8,48 \times 10^{-4}$
Формальдегід			
1-година	$1,24 \times 10^{-4}$	$6,67 \times 10^{-3}$	$6,42 \times 10^{-4}$
24-години	$7,87 \times 10^{-5}$	$4,17 \times 10^{-3}$	$4,02 \times 10^{-4}$
Рік	$1,61 \times 10^{-5}$	$1,47 \times 10^{-3}$	$1,17 \times 10^{-4}$

Відповідні карти розсіювання концентрацій азоту діоксиду, оксиду вуглецю, сірки діоксиду, неметанових вуглеводнів, зважених часток PM_{10} та формальдегіду наведено у додатку В (рис. В.1-В.6).

За результатами розрахунків встановлено, що зони підвищених концентрацій для кожної із забруднюючих речовин формувалися на територіях безпосередньо прилеглих до автодоріг із зменшенням концентрацій по мірі віддалення від джерела впливу.

Дослідження з вивчення просторового поширення забруднення, обумовленого викидами автомобільного транспорту, та оцінки відповідної експозиції населення свідчать, що зона впливу автомобільного транспорту, що рухається автодорогою складає в середньому від 300 до 500 м від проїзної частини у залежності від інтенсивності транспортного потоку, метеорологічних параметрів та рельєфу ділянки [9, 162]. Так, в роботах окремих авторів показано зниження концентрацій вуглецю оксиду на 60-80% по мірі віддалення від автодороги вже на перших 100м [118], для зважених часток ($PM_{2,5}$) на 50% у радіусі 100-150 м [163], в той час як для оксидів азоту перше зниження концентрацій відмічається лише на відстані 200 м [164]. Для зважених часток без диференціації за фракціями відмічався різкий спад концентрацій на відстані до 150 м [118]. Водночас аналіз зміни градієнтів концентрацій з підвітряної сторони автодороги показав, що концентрації оксидів азоту сягають фонових рівнів на відстані не менше 300-500 м, а у окремих випадках, зокрема для азоту діоксиду, - на відстані до 1500 м [10, 164].

З метою аналізу глибини проникнення забруднення по мірі віддалення від автодороги, було оцінено просторове поширення концентрацій азоту діоксиду та оксиду вуглецю в районі ділянки проспекту Соборності (інтенсивність транспортного потоку - 4180 од/год) та проспекту П. Тичини (інтенсивність транспортного потоку - 1992 од/год), які характеризувалися середньою інтенсивністю транспортних потоків по відношенню до інших, включених до дослідження, автодоріг.

На рисунках 4.9 - 4.11 наведено розсіювання концентрацій азоту діоксиду в районі ділянки проспекту Соборності та проспекту П. Тичини.

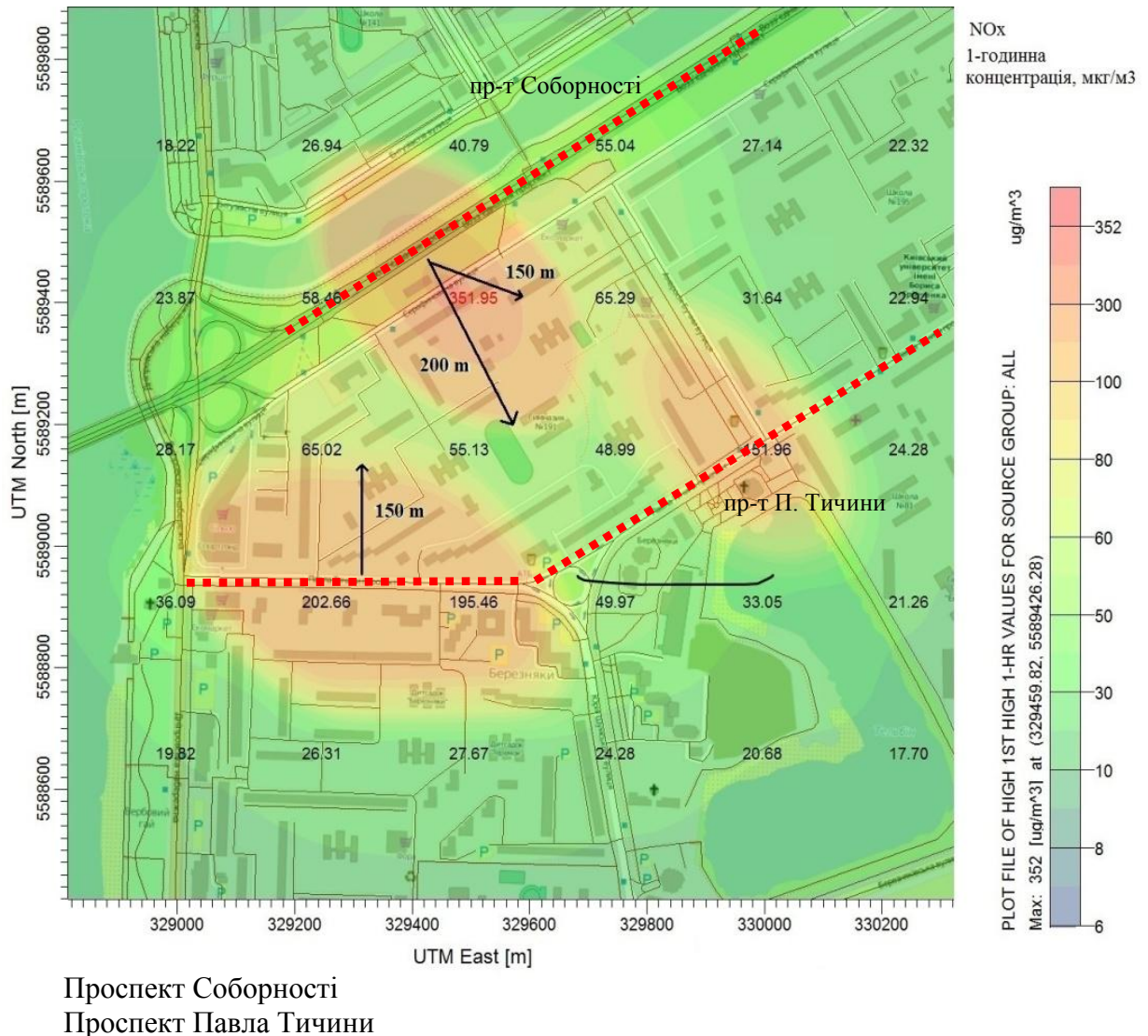


Рис. 4.9 Просторове поширення усереднених 1-годинних концентрацій азоту діоксиду у районі ділянки проспекту Соборності та проспекту П. Тичини

Для усіх типів концентрацій спостерігалось поступове зниження рівнів забруднення, починаючи з 200 м для проспекту Соборності та з 150 м для проспекту П. Тичини. Водночас, для 1-годинного періоду усереднення найвищі концентрації азоту діоксиду спостерігалися на відстані до 50 м від проїзної частини. Зниження концентрацій до фонових рівнів відмічалось на

відстані понад 400 м, що співзвучно з результатами представленими у роботах N.L. Gilbert та M. Jerrett [10, 164].

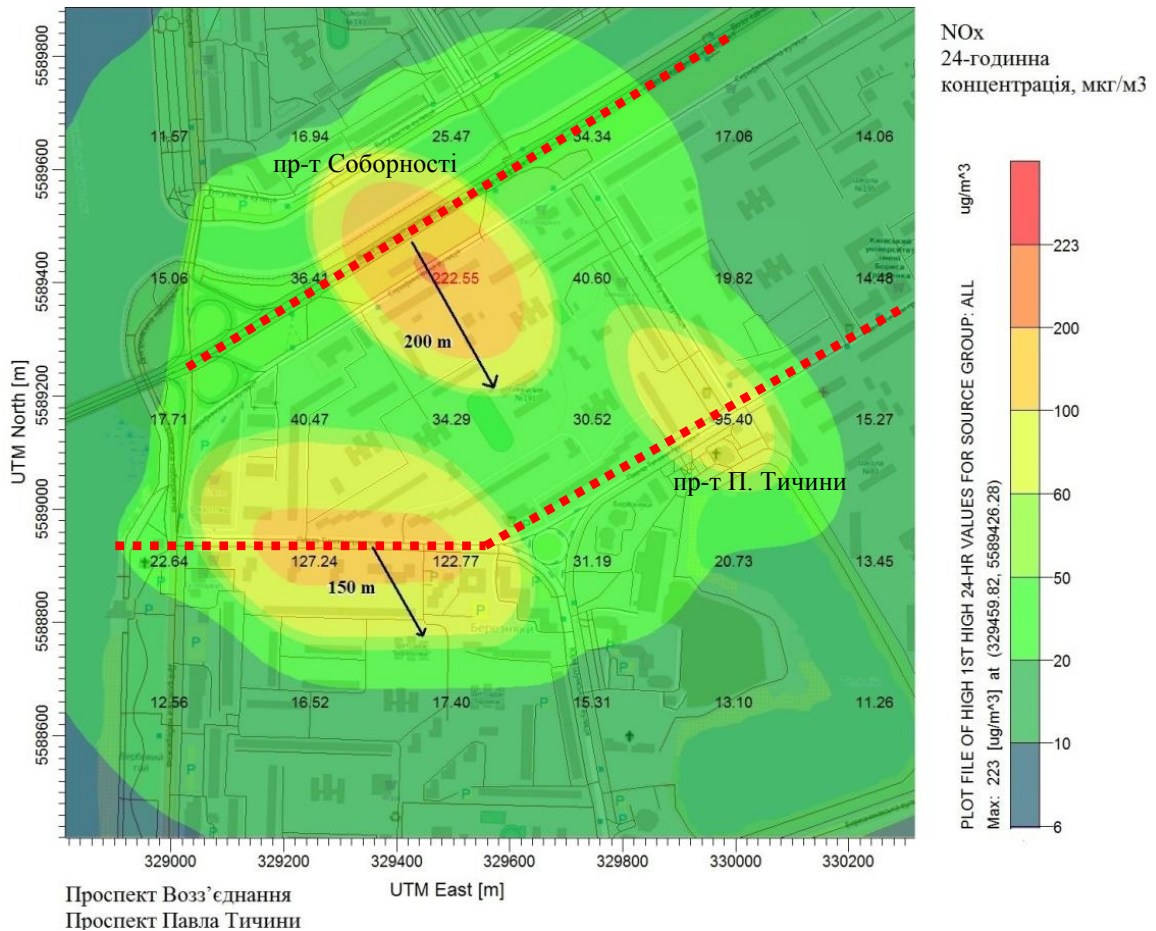
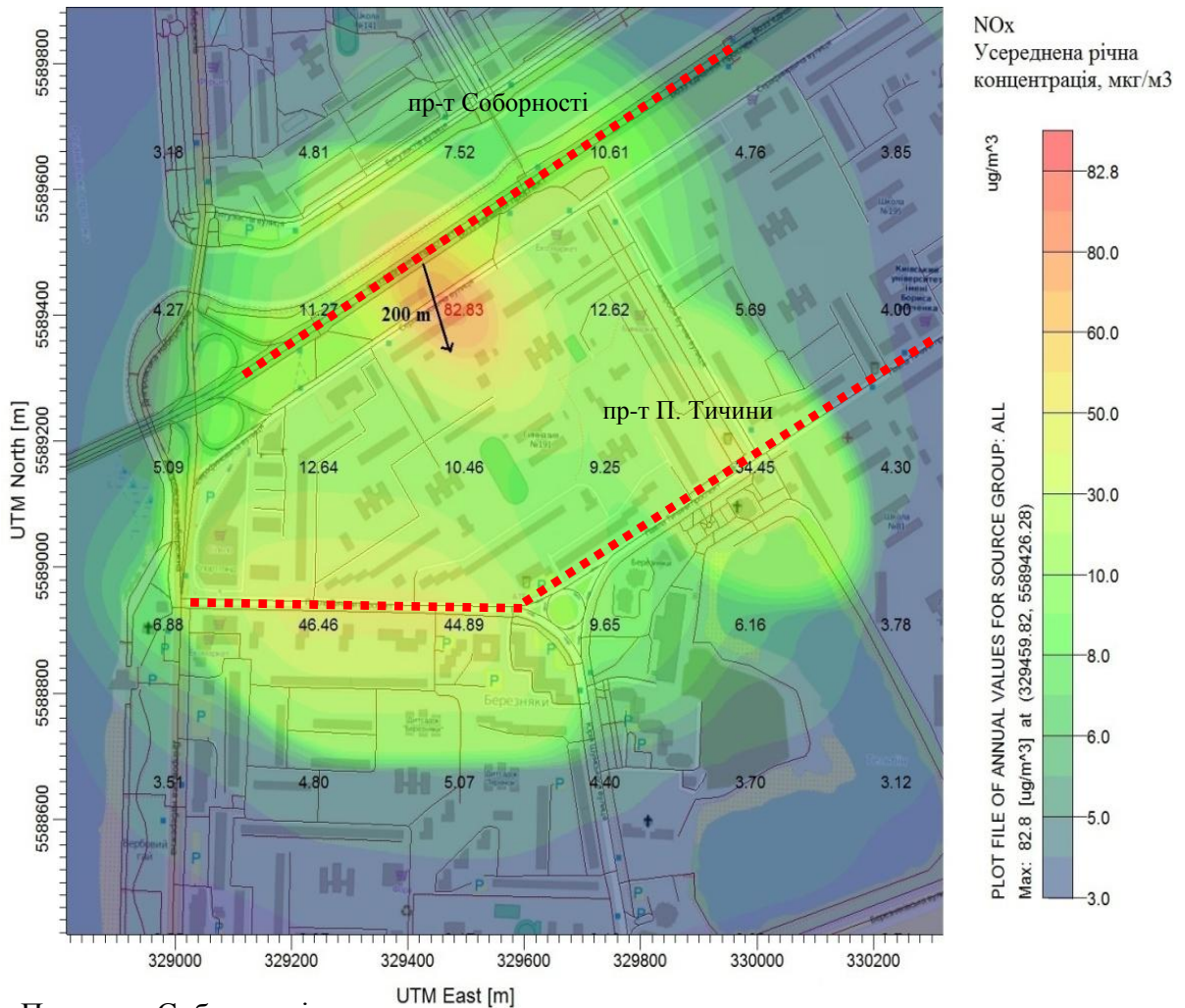


Рис. 4.10 Просторове поширення усереднених 24-годинних концентрацій азоту діоксиду у районі ділянки проспекту Соборності та проспекту П. Тичини

Усереднені 24-годинні концентрації характеризувалися поступовим зниженням максимальних значень по мірі віддалення від автодороги на відстань до 200 м, однак фонових рівнів вони досягали лише на відстані близько 450-500 м (рис. 4.10). Що стосується усереднених річних концентрацій азоту діоксиду, то відмічалось різке зниження рівнів забруднення вже на відстані 200 м (рис. 4.11).



Проспект Соборності
Проспект Павла Тичини

Рис. 4.11 Просторове поширення усереднених річних концентрацій азоту діоксиду у районі ділянки проспекту Соборності та проспекту П. Тичини

За представленими картами забруднення встановлено, що усереднені 1-годинні концентрації оксиду вуглецю були найвищими у радіусі до 200 м від досліджуваної ділянки проспекту Соборності із різким зниженням у межах наступних 200 м (рис. 4.12). Що стосується проспекту П. Тичини, то різке зниження концентрацій спостерігалось вже на перших 50 м.

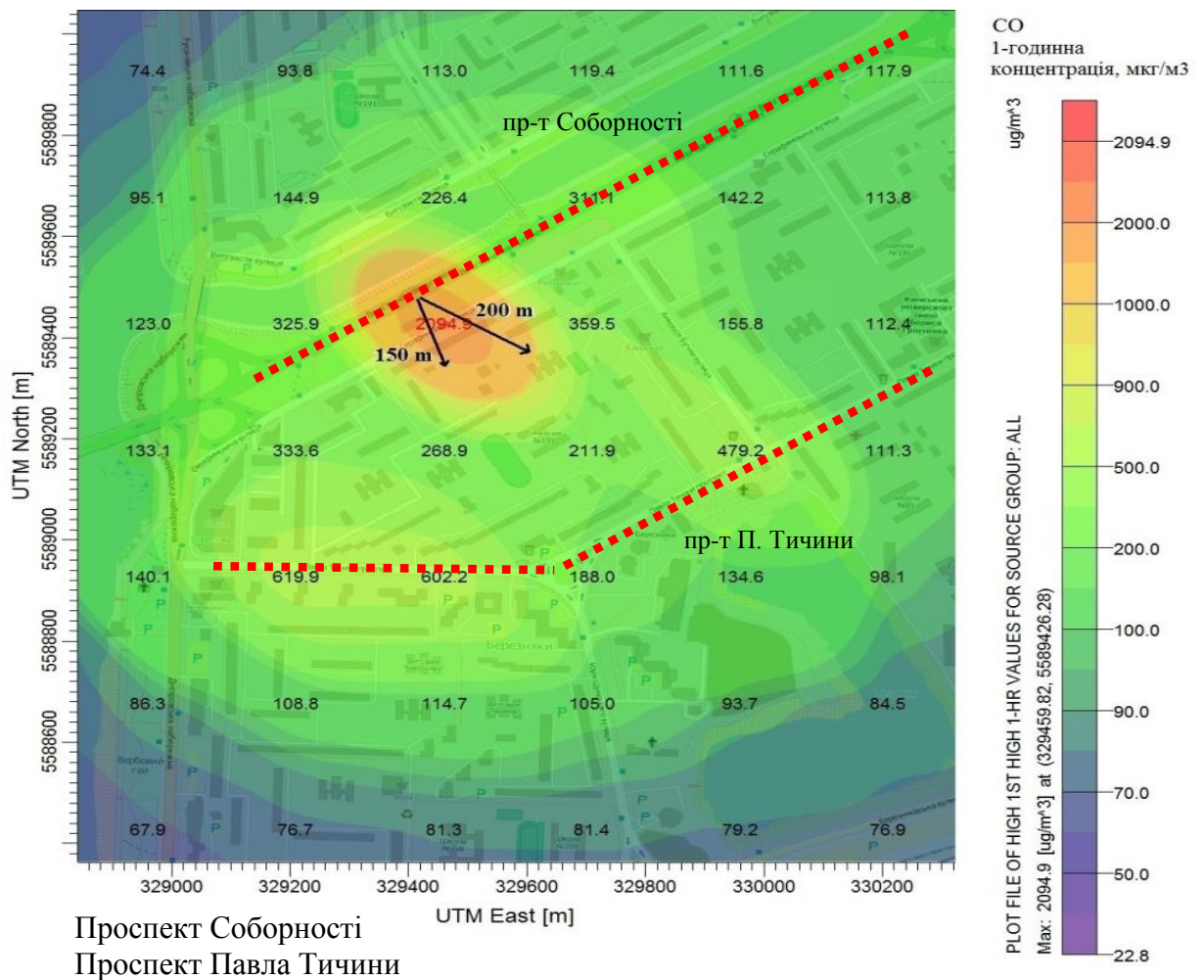


Рис. 4.12 Просторове поширення усереднених 1-годинних концентрацій оксиду вуглецю у районі ділянки проспекту Соборності та проспекту П. Тичини

Схожа тенденція відмічалася і для усереднених за 24-годинний період концентрацій оксиду вуглецю (рис. 4.13). Водночас, зниження усередненої річної концентрації до фонового рівня відмічалася лише на відстані 300 м на проспекті Соборності та на 100 м для проспекту П. Тичини (рис. 4.14).

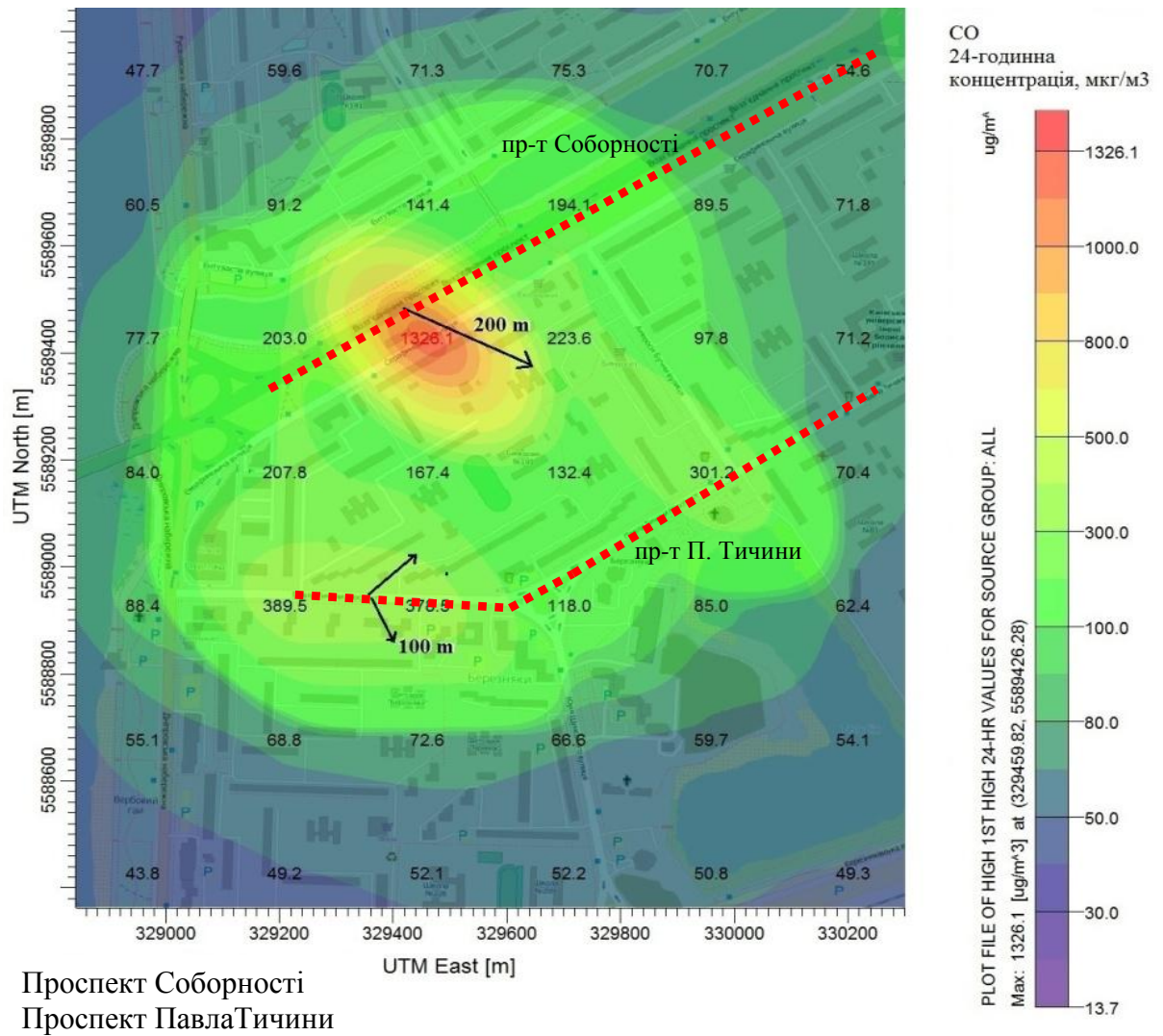


Рис. 4.13 - Просторове поширення усереднених 24-годинних концентрацій оксиду вуглецю у районі ділянки проспекту Соборності та проспекту П. Тичини

Зважаючи на зазначене, описані вище тенденції поширення забруднення, обумовленого викидами автомобільного транспорту, у районі ділянок досліджуваних автодоріг проспект Соборності та проспект П. Тичини є закономірними, відповідають результатам наведених попередніх досліджень та свідчать про достатню валідність отриманих за допомогою ISC-AERMOD View v.9.3 розрахункових полів концентрацій.

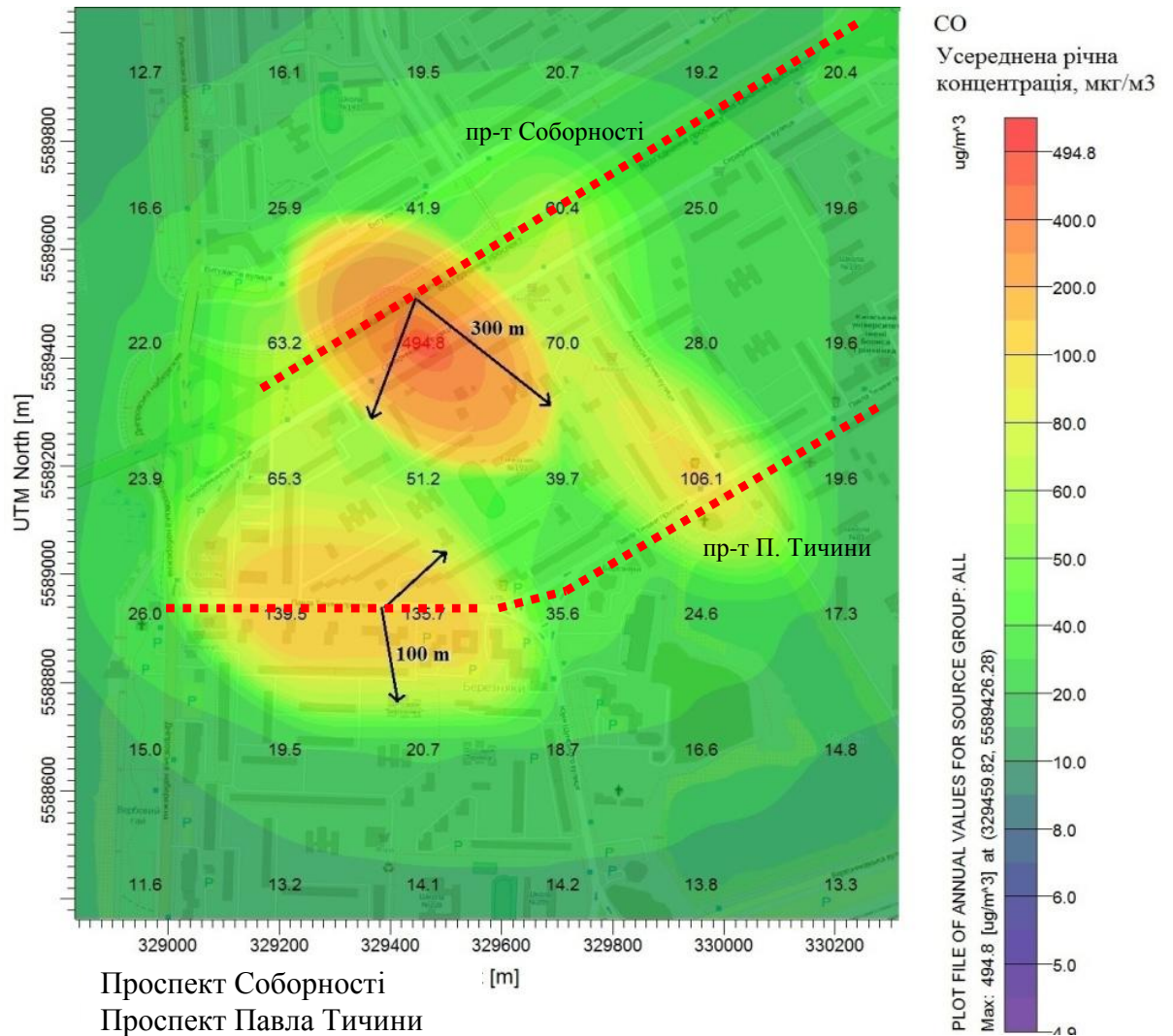


Рис. 4.14 - Порсторове поширення усереднених річних концентрацій оксиду вуглецю у районі ділянки проспекту Соборності та проспекту П. Тичини

4.4 Спосіб прогнозування забруднення атмосферного повітря викидами автомобільного транспорту

За результатами виконаних досліджень, з метою визначення рівнів забруднення атмосферного повітря, обумовлених автомобільним транспортом у сельбищних зонах міст, і вдосконалення оцінки експозиції населення даним типом забруднення, запропоновано спосіб прогнозування забруднення атмосферного повітря викидами автотранспорту. Описаний

підхід є особливо актуальним для територій, для яких відсутні репрезентативні дані мережі станцій моніторингу за якістю атмосферного повітря.

Послідовність реалізації способу прогнозування забруднення викладена у патенті на корисну модель № 96939-2015 «Спосіб прогнозування забруднення атмосферного повітря викидами автомобільного транспорту» (опублікований: 25.02.2015, Бюл. № 4.)

На обраній для дослідження території у визначених точках спостереження виконують вимірювання осереднених за певний часовий період (відповідно до завдань оцінки експозиції – гострий чи хронічний вплив) концентрацій пріоритетних забруднюючих речовин, які викидаються автомобільним транспортом. Паралельно з пробовідбором фіксують кількість одиниць транспорту в одиницю часу, структуру транспортного потоку та метеорологічні показники. За допомогою інструментів геопросторового аналізу (ГІС, продукти ArcGis та аналогічні) на основі доступних географічних даних створюють електронну карту території дослідження, геоінформаційну модель та базу географічних даних, яка включає інформацію щодо класифікації автошляхів, щільності та протяжності автомобільних доріг, розподілу різних типів землекористування, топографічних параметрів території дослідження, щільності проживання населення та ін. Підготовлені бази географічних даних використовують для розрахунків наступних фізико-географічних параметрів (змінних), що описують кожну з точок проведених вимірювань (перелік може бути доповненим специфічними для території параметрами):

- відстань від точки дослідження до автомобільних доріг різного типу (м), щільність автодоріг в межах попередньо визначених кругових буферних зон різного радіусу (від 50 до 1000 м) від кожної з точок вимірювання, загальна довжина доріг в межах буферних зон різного радіусу (від 50 до 1000 м) на основі даних про мережу автодоріг;

- площа зайнята під житлову забудову та парки, кількість будівель комерційного призначення в межах попередньо визначених кругових буферних зон різного радіусу (від 100 до 1000 м) на основі даних щодо типів землекористування;

- висота над рівнем моря та відстань до найближчого водного об'єкту (м) на основі географічних даних (координати розташування точки в проекції UTM);

- інші змінні на основі доступних даних, що можуть мати вплив на формування концентрацій забруднюючих речовин на досліджуваній ділянці: наприклад, відносний індекс рослинності, що характеризує ступінь озеленення території, та визначається в межах кругових буферних зон різного радіусу (від 50 до 1000 м).

Розмір буферних зон є критичним для якості та просторового розширення кінцевої моделі та визначається відповідно до сформульованих задач дослідження. Також до переліку змінних включають параметри, що характеризують щільність та структуру транспортного потоку (загальна кількість одиниць транспорту, а також за класифікацією на типи відповідно до вантажопідйомності), метеорологічні показники (температура повітря, відносна вологість, швидкість вітру) та ін., за умови необхідності, наприклад, середня швидкість руху на прилеглий автодорозі (км/год).

Для створення прогностичної моделі використовують метод множинної лінійної регресії (покрокова регресія вперед чи покрокова регресія назад). Метод лінійної регресії базується на пошуку взаємозв'язків між існуючим рівнем забруднення Y (концентрації отримані у результаті вимірювань) та змінними X , що є фізико-географічними параметрами території, шляхом почергового тестування усіх змінних та включає:

- ранжування змінних за ступенем їх кореляції з результатами вимірювань;

- вибір однієї змінної, яка більше ніж інші корелює з отриманими концентраціями, з кожної групи змінних;

- розрахунок коефіцієнтів кореляції між відібраними змінними; виключення змінних, що корелюють між собою ($r \geq 0,6$ за Пірсоном, $p < 0,05$);
- проведення покрокового регресійного аналізу зі змінними, що лишилися;
- виключення з подальшого аналізу змінних, що є статистично не значимими та/чи змінних, знаки коефіцієнтів яких суперечать предметному смислу моделі (судження про направленість взаємозв'язку між величинами: наприклад, концентрація забруднюючої речовини повинна зростати у відповідності із збільшенням щільності дорожнього руху, а не навпаки);
- повторення двох попередніх кроків та вилучення змінних, що вносять менше 1% доказовості в скориговане значення коефіцієнту детермінації (R^2) остаточної моделі.

Кінцевим результатом є модель множинної лінійної регресії у вигляді:

$$Y = b_0 + b_1X_1 + b_2X_2 + \dots + b_nX_n, \quad (4.1)$$

де Y - концентрація забруднюючої речовини;

X_1, X_2, \dots, X_n - незалежні змінні, що є параметрами території;

b_0, b_1, \dots, b_n - коефіцієнти регресії, які вказують як змінюється функція за зміни аргументу.

Точність моделі оцінюють, як частку дисперсії забруднюючої речовини, що може бути описана запропонованою моделлю, і виражається у вигляді скоригованого значення коефіцієнту детермінації (R^2), який приймає значення від 0 до 1. Для якісної оцінки коефіцієнта детермінації можливим є застосування шкали Чеддока: 0,1 – 0,3 слабкий характер зв'язку, 0,3 – 0,5 помірний, 0,5 – 0,7 достатній, 0,7 – 0,9 високий, 0,9 – 0,99 дуже високий. Значення R^2 також може виражатися у відсотках, оскільки коефіцієнт детермінації фактично відображає максимальний відсоток описаної рівнянням дисперсії забруднюючої речовини. Перевірку якості отриманої

моделі проводять відповідно до загальноприйнятих підходів регресійного аналізу (більш детально описано у розділі 2). Оцінку стійкості моделі виконують шляхом співставлення модельних даних з даними щодо забруднення, отриманими з інших джерел, а також серії тестів крос-перевірки з почерговим виключенням точок вимірювання.

Запропонований спосіб був реалізований автором для створення моделей прогнозування забруднення атмосферного повітря азоту діоксидом, оксидом вуглецю та зваженими частками різного аеродинамічного діаметру PM_{10} , $PM_{2,5}$, PM_1 , що надходять в атмосферне повітря з викидами автомобільного транспорту у Дарницькому та Дніпровському районах м. Києва.

Висновки до розділу 4

1. З метою вдосконалення оцінки експозиції населення та прогнозування рівнів забруднення атмосферного повітря викидами автомобільного транспорту, за відсутності повних та репрезентативних даних моніторингових спостережень, рекомендованим є використання методів моделювання рівнів забруднення атмосферного повітря.

2. Обґрунтовано доцільність застосування регресійних моделей та моделей розсіювання концентрацій забруднюючих речовин у приземному шарі атмосферного повітря (на прикладі ISC-AERMOD View, Lakes Environmental) з метою покращення якості кількісних оцінок експозиції населення забрудненням, обумовленим автомобільним транспортом.

3. Описано моделі прогнозування забруднення на основі методу множинної лінійної регресії. Остаточні варіанти моделей характеризувалися високим ступенем достовірності та відповідними коефіцієнтами детермінації ($p < 0,001$): $R^2 = 0,90$ для NO_2 , $R^2 = 0,77$ для CO , $R^2 = 0,59$ для PM_{10} , $R^2 = 0,79$ для $PM_{2,5}$ і $R^2 = 0,81$ для PM_1 .

4. Встановлено, за результатами валідації моделі ISC-AERMOD View v.9.3 (Lakes Environmental), високий ступінь узгодженості між змодельованими концентраціями та даними вимірювань на рівні усередненої 1-годинної концентрації. Дану модель запропоновано до використання для подальшого розрахунку усереднених концентрацій забруднюючих речовин, що надходять в атмосферне повітря з викидами автомобільного транспорту, з метою подальшої оцінки експозиції та розрахунку відповідних ризиків для здоров'я населення.

5. Розраховано усереднені 1-годинні, 24-годинні та річні концентрації азоту діоксиду, оксиду вуглецю, сірки діоксиду, неметанових вуглеводнів і зважених часток PM_{10} , обумовлені викидами автомобільного транспорту, для 952 рецепторних точок, рівномірно розташованих на території Дарницького та Дніпровського районів м. Києва.

6. Оцінено просторове поширення забруднення в районі автодоріг та встановлено: зниження усереднених 1-, 24-годинних концентрацій азоту діоксиду до фонових рівнів на відстані 450-500 м від досліджуваної автодороги, а для усереднених річних значень - починаючи з 200 м; різке зниження 1- та 24-годинних концентрацій оксиду вуглецю на відстані 200 м від проїзної частини, в той час як усереднені річні концентрації сягали фонового рівня на відстані 300 м.

7. Запропоновано спосіб прогнозування забруднення атмосферного повітря викидами автомобільного транспорту, який дозволяє визначити концентрації забруднюючих речовин, оцінити просторову варіабельність забруднення в межах сельбищних зон міст, побудувати відповідні карти для подальших ризикових та епідеміологічних досліджень. Запропонований підхід до прогнозування забруднення може бути впровадженим при розробці управлінських заходів, орієнтованих на покращення якості атмосферного повітря та стану здоров'я населення міст.

Матеріали даного розділу відображені в наступних публікаціях:

1. Визначення потенційних зон надзвичайних ситуацій для управління безпекою життєдіяльності населення / А. М. Сердюк, О. І. Турос, А. А. Петросян, О. М. Картавцев, О. В. Вознюк¹, В. В. Бичков // VI Міжнародний виставковий форум «Технологія захисту – 2007». Науково-методичний семінар: Декларування безпеки об'єктів підвищеної небезпеки як засіб регулювання безпеки регіону (держави) : тези доповідей. – К., 2007. – С. 56-59.

2. Убезпечення населення у критичних випадках хімічного забруднення атмосферного повітря / А. М. Сердюк, О. І. Турос, І. М. Ковтуненко, А. А. Петросян, О. М. Картавцев, О. В. Вознюк, Л. Ю. Гула, Я. П. Маркевич, Л. М. Черненко, В. В. Бичков // Наукові засади міжгалузевої комплексної програми «Здоров'я нації» : зб. наук. пр. : вип. 2. – К. : Фірма «Деркул», КЖД «Софія», 2009. – С. 338–350.

3. Методичні підходи до оцінки ризику для здоров'я населення від забруднення атмосферного повітря викидами пересувних джерел / О. В. Вознюк, О. М. Картавцев, А. А. Петросян // Гігієна атмосферного повітря: збірка тез доповідей наук.-практ. конф. з міжнар. участю присвяч. 110-й річниці з дня народження Д. М. Калюжного (14-15 жовтня 2010, м. Київ). – К., 2010. – С. 101–03.

4. Children exposure to NO₂ close to busy intersections in Zaporizhia, Ukraine / O. Voznyuk, O. Turos, A. Petrosian, O. Kartavtsev // Advancing exposure science for environmental health : ISES – 2011 abstracts' compilation (Oct. 23-27, 2011, Baltimore, MD, USA). – abstract number: TT07-03. – P. 183.

5. Approaches to exposure and human health risk assessment related to ambient air pollution / O. Turos, A. Petrosian., O. Voznyuk, O. Kartavtsev // Lessons learned: Contributions of exposure science to environmental and occupational health : ISES – 2012 abstracts' compilation (Oct. 28 – Nov. 1, 2012, Seattle, WA, USA). – abstract number: 1400780. – P. 151.

¹ Прізвище Вознюк змінено на Ананьєва.

6. Assessment of exposure to traffic-related air pollution in residential neighbourhood / O. Ananyeva, O. Tuross, A. Petrosian, L. Petruk, L. Mykhina, T. Maremukha // Environment and Health : proceedings of the ISEE, ISES and ISIAQ conference (Aug. 19-23, 2013. Basel, Switzerland). – Abstract's number: 4521. – Режим доступу : <http://ehp.niehs.nih.gov/ehbasel13/p-1-06-02/>

7. Турос О. І. Вдосконалення гігієнічної оцінки забруднення атмосферного повітря викидами автомобільного транспорту / О. І. Турос, О. В. Ананьєва, А. А. Петросян, Л. І. Михіна, Т. П. Маремуха, Д. С. Сухачов, І. В. Ліхобицький, І. В. Кобзаренко, Н. В. Брезіцька, К. Г. Парсаданян, В. В. Моргульова // Актуальні питання захисту довкілля та здоров'я населення України : результати наукових розробок 2014 р. – Київ, 2015. – С. 240–276.

8. Турос О. І. Вдосконалення підходів до кількісної оцінки забруднення атмосферного повітря викидами автомобільних транспортних засобів / О. І. Турос, О. В. Ананьєва, А. А. Петросян // Гігієна населених місць: зб. наук. праць. – 2014. – С. 22–31.

9. Exposure assessment to traffic-related air pollution by land use regression in Kyiv, Ukraine / O. Ananyeva, O. Tuross, A. Petrosian, L. Mykhina, T. Maremukha // Exposure science integration to protect ecological systems human wellbeing and occupational health : abstract book of International Society of Exposure Science 24th annual meeting (Oct. 12-16, 2014, Cincinnati, Ohio, USA). – P. 108–109.

10. Використання методів моделювання забруднення у дослідженнях з оцінки експозиції населення викидами автомобільного транспорту / О. В. Ананьєва // Актуальні питання гігієни та екологічної безпеки України (11-ті марзєєвські читання) : збірка тез доповідей наук.-практ. конф. (8-9 жовтня 2015 р., м. Київ). – К., 2015. – С. 148–149.

11. A comparative analysis of modeled and measured traffic-related air pollution levels / O. Tuross, O. Ananyeva, A. Petrosian, L. Mykhina, D. Sukhachov // Exposure in an Evolving Environment : abstract book of

International Society of Exposure Science 25th annual meeting (Oct. 18-22, 2015, Henderson, NV, USA). – P. 139–140.

12. Modeling exposure to traffic-related air pollutants for the residential human health risk assessment study in Kyiv, Ukraine / O. Ananyeva, O. Turos, A. Petrosian // *Interdisciplinary Approaches for Health and the Environment* : abstract book of International Society of Exposure Science 26th annual meeting (Oct. 9-13, 2016, Utrecht, The Netherlands). – P. 832.

РОЗДІЛ 5
ГІГІЄНІЧНА ОЦІНКА ВПЛИВУ ВИКИДІВ АВТОМОБІЛЬНОГО
ТРАНСПОРТУ НА ЗДОРОВ'Я НАСЕЛЕННЯ МІСТ НА ОСНОВІ
МЕТОДОЛОГІЇ ОЦІНКИ РИЗИКУ

5.1 Результати оцінки експозиції населення автотранспортним забрудненням у сельбищних зонах, прилеглих до автодоріг

З метою оцінки експозиції населення забрудненням, що формується викидами автомобільного транспорту на досліджуваних ділянках автодоріг, змодельовані за допомогою ISC-AERMOD View v.9.3 (Lakes Environmental) усереднені 1-, 24-годинні та річні концентрації азоту діоксиду, оксиду вуглецю, сірки діоксиду, неметанових вуглеводнів, формальдегіду і PM_{10} для 952 рецепторних точок (табл. 4.5) було порівняно з діючими вітчизняними нормативами [138] та референтними концентраціями [44, 110, 112, 165]. Значення вітчизняних гігієнічних нормативів наведено у таблиці 5.1.

Таблиця 5.1

Вітчизняні гігієнічні нормативи вмісту досліджуваних забруднюючих речовин у повітрі населених місць [138]

№ п/п	Код МОЗ	Назва речовини	ГДК _{м.р.}		ГДК _{с.д.}		Клас небезпеки
			мг/м ³	мкг/м ³	мг/м ³	мкг/м ³	
1.	337	Вуглецю оксид	5	5000	3	3000	4
2.	301	Азоту діоксид	0,2	200	0,04	40	2
3.	330	Сірки діоксид	0,5	500	0,05	50	3
4.	2754	Вуглеводні насичені C ₁₂ -C ₁₉ ¹	1	1000	-	-	4
5.	1325	Формальдегід	0,035	35	0,003	3	2

Примітка. Використано ГДК_{м.р.} насичених вуглеводнів C₁₂-C₁₉ (код МОЗ 2754) [138]

Отримані значення усереднених 1-годинних концентрацій були порівняні з максимально разовими гранично допустимими концентраціями (ГДК_{м.р.}). Виявлено перевищення гігієнічного нормативу азоту діоксиду: концентрації коливалися у діапазоні від 0,02 до 1,76ГДК_{м.р.} з перевищеннями нормативного значення у 1,01 – 1,76 рази. у районі проспекту Соборності (рис. 5.1).

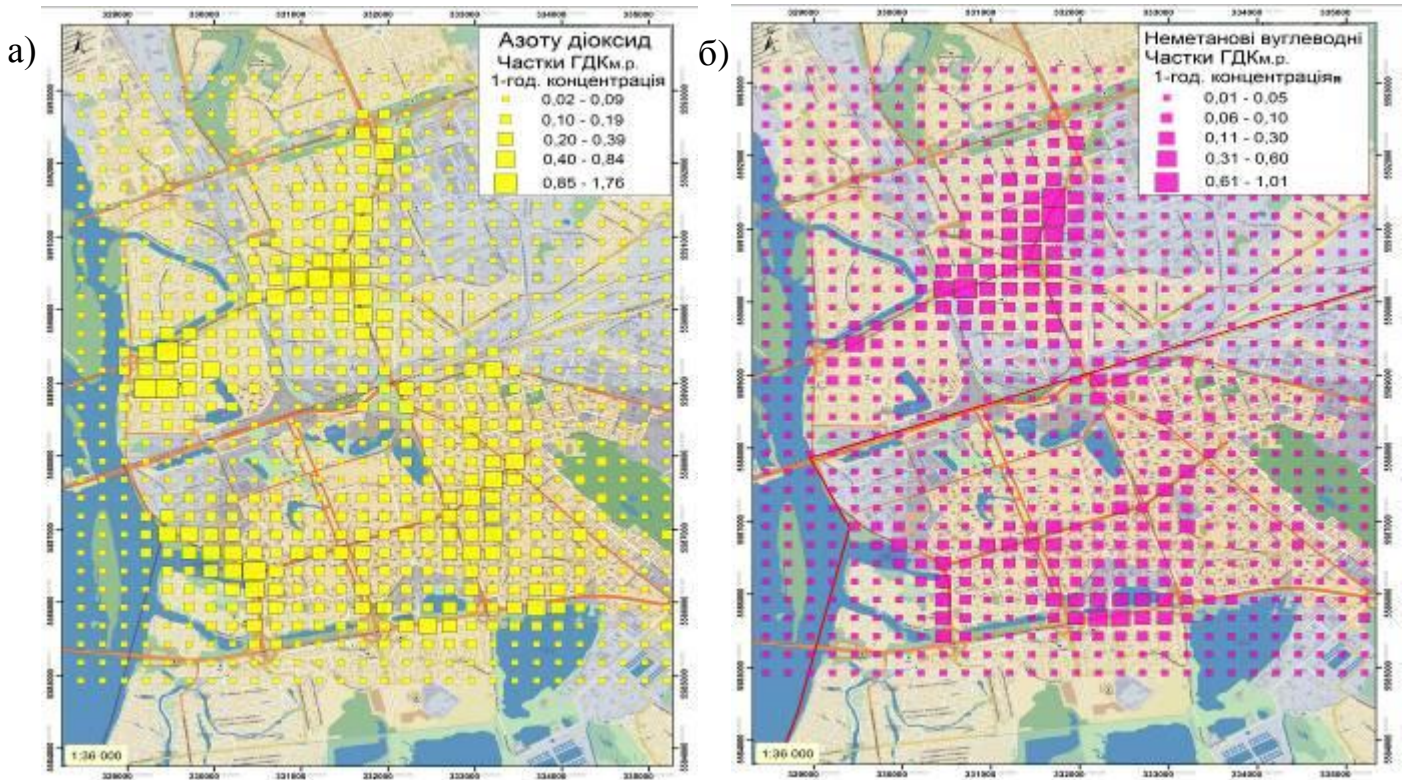


Рис. 5.1 Усереднені 1-годинні концентрації азоту діоксиду (а) та неметанових вуглеводнів (б) у частках ГДК_{м.р.}

Водночас відмічено, що концентрації неметанових вуглеводнів (прирівнюється до вуглеводнів насичених C₁₂-C₁₉): знаходилися у діапазоні від 0,008 до 1ГДК_{м.р.}; концентрації на рівні 1ГДК_{м.р.} спостерігалися у районі проспекту Соборності (рис. 5.1). Для інших речовин перевищення значень ГДК_{м.р.} не виявлено, а концентрації знаходилися у наступних діапазонах (рис. 5.2):

- 0,005 – 0,4ГДК_{м.р.} для оксиду вуглецю;
- 0,002 – 0,19 ГДК_{м.р.} для формальдегіду;

- 0,0002 – 0,02ГДК_{м.р.} для сірки діоксиду.

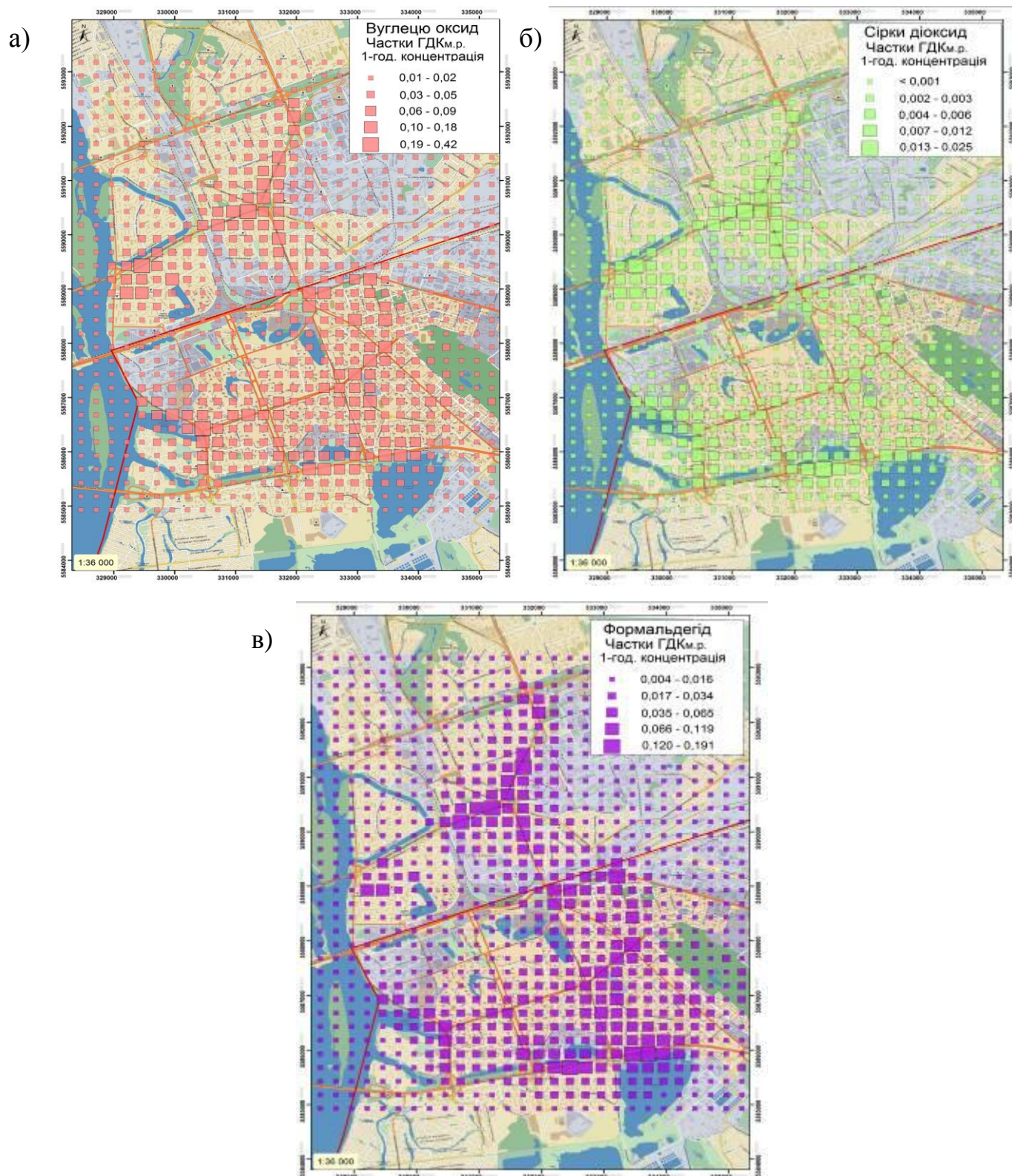


Рис. 5.2 Усереднені 1-годинні концентрації оксиду вуглецю (а), сірки діоксиду (б) та формальдегіду (в) в частках ГДК_{м.р.}

Оцінка значень отриманих концентрацій зважених часток PM_{10} за критерієм гранично допустимої концентрації не проводилася, оскільки в Україні вміст зазначених забруднюючих речовин у атмосферному повітрі населених місць не нормується [138].

Розраховані величини усереднених 24-годинних концентрацій (табл. 4.5) були порівняні з середньодобовими гранично допустимими концентраціями (ГДК_{с.д.}) (табл. 5.1).

Перевищення гігієнічного нормативу на рівні середньодобової концентрації було виявлено для азоту діоксиду та формальдегіду (рис.5.3).

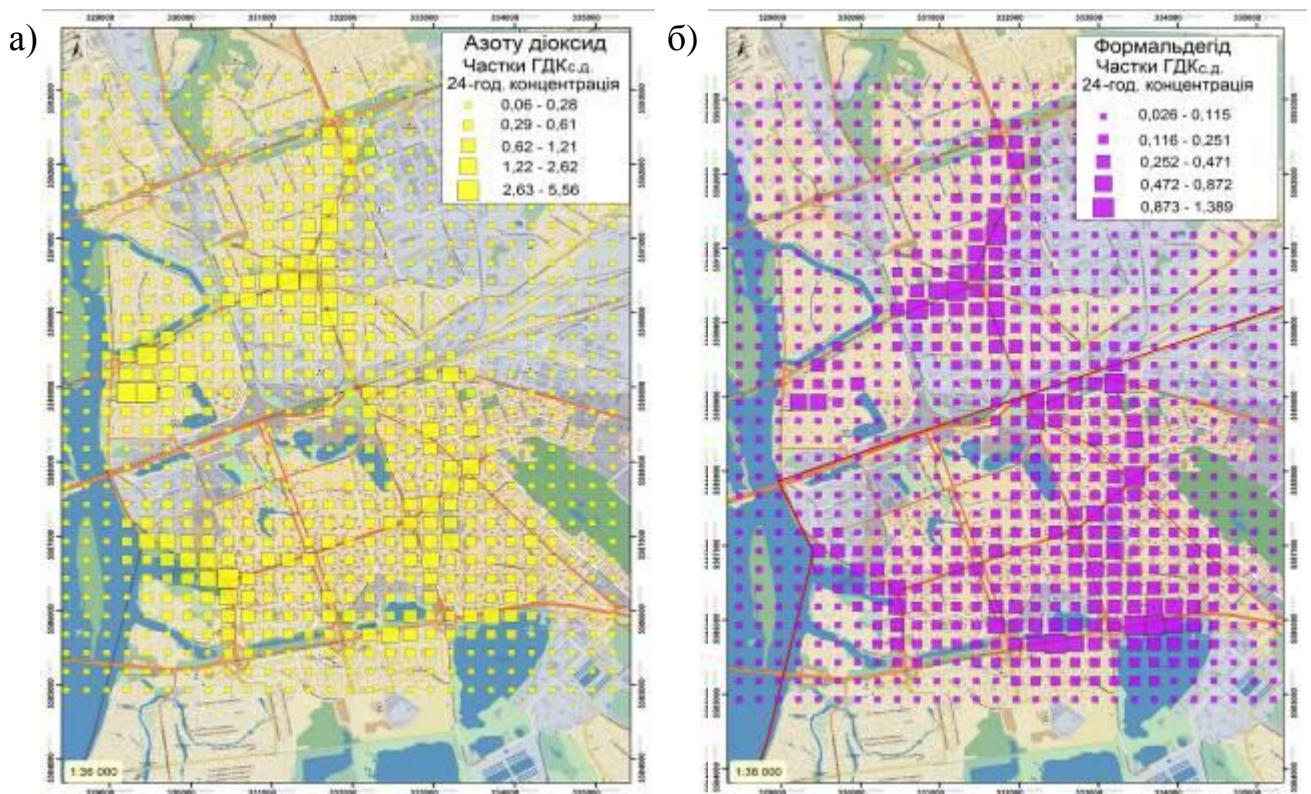


Рис. 5.3 Усереднені 24-годинні концентрації азоту діоксиду (а) та неметанових вуглеводнів (б) у частках ГДК_{с.д.}

Концентрації азоту діоксиду коливалися у діапазоні від 0,06 до 5,57ГДК_{с.д.} з перевищеннями нормативного значення у: 1,1 – 5,6 разів у районі проспекту Соборності та проспекту П. Тичини; 1,1 – 4,7 рази у районі Дарницької площі; 1,02–1,43 рази у районі проспекту М. Бажана; 1,1 – 3,1 рази поблизу вул. Дніпровська набережна; 1,1 – 1,9 рази в зоні впливу вул.

Ревуцького, перехрестя вул. Тростянецька – вул. Ревуцького – вул. Г. Ахматової, перехрестя вул. Харківське шосе – вул. Тростянецька; 1,2 – 1,5 рази у районі проспекту Ю. Гагаріна та перехрестя проспект Ю. Гагаріна – бульвар Верховної Ради; 1,2 – 1,4 рази поблизу вул. Ялтинської та перехрестя вул. Привокзальна – вул. Бориспільська.

Концентрації формальдегіду за 952 розрахунковими точками, виражені у частках ГДК_{с.д.}, знаходилися у діапазоні від 0,03 до 1,4ГДК_{с.д.} з перевищеннями нормативного значення ГДК_{с.д.} (рис.5.3) у: 1,4 рази у районі перехрестя вул. Привокзальна – вул. Бориспільська, а також Дарницької площі; 1,1–1,4 рази на відрізку проспекту М. Бажана (в районі станції метро Харківська); 1,1 рази у районі перехрестя вул. Харківське шосе – вул. Тростянецька. Для інших досліджуваних речовин перевищення значень ГДК_{с.д.} не відмічалось (рис. 5.4).

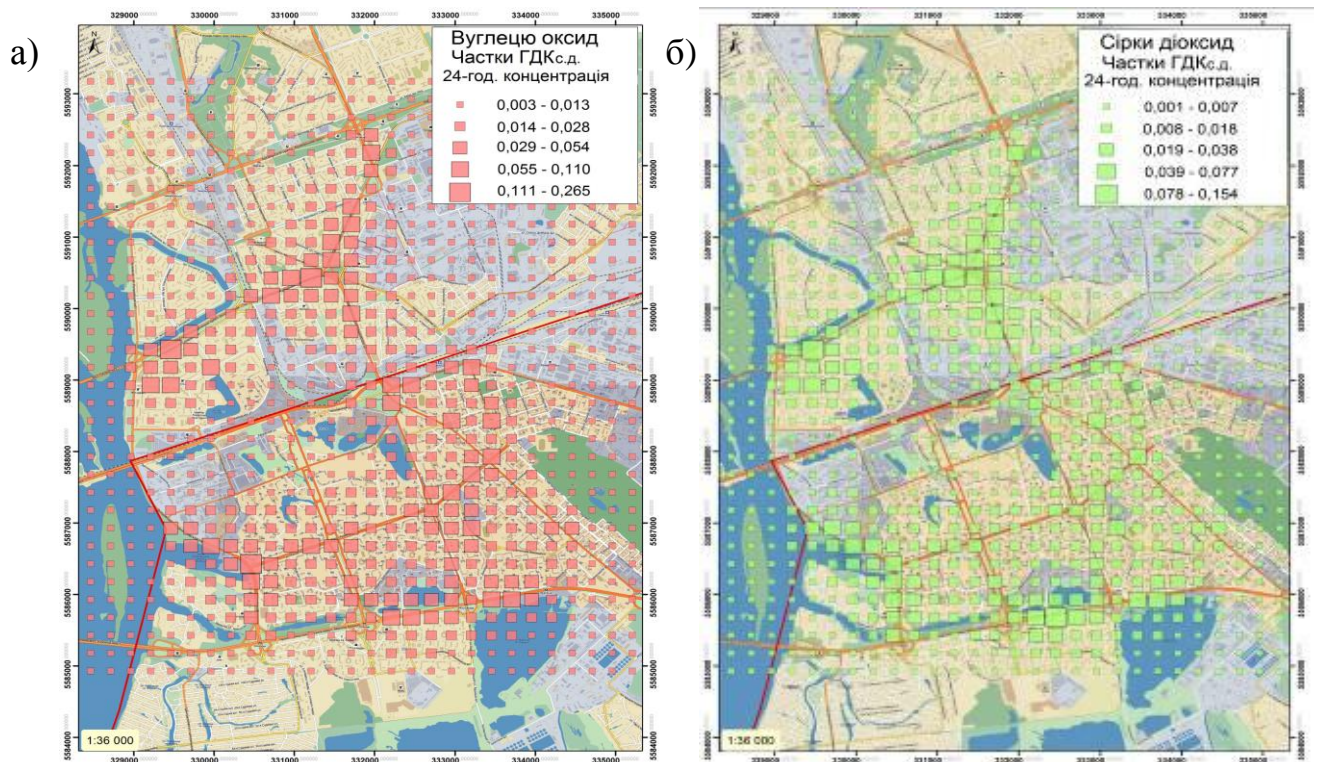


Рис. 5.4 Усереднені 24-годинні концентрації оксиду вуглецю та сірки діоксиду в частках ГДК_{с.д.}

Відповідно до чинних гігієнічних нормативів, вміст вуглеводнів насичених C_{12} - C_{19} на рівні середньодобової концентрації в повітрі населених місць не нормується [138], тому порівняння середньодобових концентрацій неметанових вуглеводнів з ГДК_{с.д.} не виконували.

5.2 Аналіз показників ризику для здоров'я населення від забруднення атмосферного повітря викидами автомобільного транспорту

На основі розрахованих рівнів експозиції у 952 рецепторних точках території дослідження були встановлені характеристики неканцерогенного ризику для здоров'я населення. Розрахунки виконано для концентрацій азоту діоксиду, оксиду вуглецю, сірки діоксиду, неметанових вуглеводів, формальдегіду та зважених часткок PM_{10} , які надходили до атмосферного повітря з викидами автомобільного транспорту від 28 досліджуваних ділянок автодоріг та 6 перехресть у Дарницькому та Дніпровському районах м. Києва. Згідно методології оцінки ризику, для оцінки ймовірнісного впливу забруднення атмосферного повітря викидами автомобільного транспорту на здоров'я експонованого населення при гострому та хронічному інгаляційному впливах розрахункові усереднені 24-годинна та річна концентрації досліджуваних забруднюючих речовин були порівняні з відповідними референтними концентраціями [44, 110, 165] (табл. 5.2) та розраховано відповідні коефіцієнти небезпеки (HQ) для характеристики неканцерогенного ризику.

Перевищення референтних концентрацій за умови гострого інгаляційного впливу у розрахункових точках дослідження спостерігалось лише для PM_{10} . Перевищення референтних концентрацій для хронічного інгаляційного впливу у розрахункових точках дослідження відмічалось для азоту діоксиду, неметанових вуглеводнів та PM_{10} .

У таблиці 5.3 наведено діапазон значень (мінімальне, максимальне та середнє значення) коефіцієнтів небезпеки для кожної речовини за умов гострого (HQ_{acute} , на рівні усередненої 24-годинної концентрації) та

хронічного (HQ_{acute} , на рівні усередненої річної концентрації) впливів для інгаляційного шляху надходження, а також сумарний неканцерогенний ризик для оцінки комбінованого впливу забруднюючих речовин за умови одночасного інгаляційного надходження у вигляді індексу небезпеки (НІ).

Таблиця 5.2

Міжнародні гігієнічні критерії якості повітря населених місць для досліджуваних забруднюючих речовин

CAS ¹	Назва речовини	RfC _{acute} ²		RfC _{chronic} ³		Вплив на органи та системи ⁴
		мг/м ³	мкг/м ³	мг/м ³	мкг/м ³	
10102-44-0	Азоту діоксид	0,47	470	0,04	40	ОД, КС
630-08-0	Оксид вуглецю	23	23000	3	3000	ОД
7446-095	Сірки діоксид	0,125 ⁵	125	0,05	50	ОД, ДП
	Вуглеводні насичені C ₁₂ -C ₁₉	-	-	0,071	71	ОД
50-00-0	Формальдегід	0,048	48	0,003	3	ОД, ОЗ, ІС
	Зважені частки ⁵ (≤10 мкм)	0,05	50	0,02	20	ОД, ССС, ВВР, ДП

Примітки:

1. Унікальний код, присвоєний хімічній сполуці Американською хімічною агенцією
2. Референтна концентрація хімічної речовини за умови гострого інгаляційного впливу на здоров'я людини [110]
3. Референтна концентрація хімічної речовини за умови хронічного інгаляційного впливу на здоров'я людини [110]
4. Направленість впливу: ОЗ (органи зору), ІС (іммунна система), КС (кісткова система), НС (нервова система), ОД (органи дихання), РС (репродуктивна система), ПО (паренхіматозні органи), ССС (серцево-судинна система), ЦНС (центральна нервова система); КЕ (канцерогенні ефекти), ВВР (вроджені вади розвитку); ДП (демографічні показники) – підвищення рівня смертності
5. Відповідно до рекомендацій ВООЗ [139]

На основі розрахованих коефіцієнтів небезпеки, за умов гострого впливу, перевищення допустимого рівня ($HQ_{acute} > 1$) встановлено лише для PM_{10} у районі Дарницької площі ($HQ_{acute} = 1,2$) та проспекту Соборності ($HQ_{acute} = 1,4$).

**Коефіцієнти небезпеки для характеристики неканцерогенного ризику,
обумовленого викидами автомобільного транспорту**

Забруднююча речовина	$HQ_{acute},$ $\frac{\min - \max}{M \pm m}$	Медіана	$HQ_{chronic},$ $\frac{\min - \max}{M \pm m}$	Медіана
Азоту діоксид	$\frac{0,005 - 0,474}{0,028 \pm 0,001}$	0,019	$\frac{0,0126 - 2,0700}{0,0980 \pm 0,0048}$	0,0606
Вуглецю оксид	$\frac{0,0006 - 0,0577}{0,0032 \pm 0,0001}$	0,002	$\frac{0,0009 - 0,1650}{0,0072 \pm 0,0003}$	0,0043
Сірки діоксид	$\frac{0,0003 - 0,0616}{0,00347 \pm 0,0002}$	0,0021	$\frac{0,0003 - 0,0559}{0,0028 \pm 0,0001}$	0,0016
Неметанові вуглеводні	-	-	$\frac{0,0158 - 3,1750}{0,1090 \pm 0,0063}$	0,0617
Формальдегід	$\frac{0,0016 - 0,0868}{0,0084 \pm 0,0003}$	0,0053	$\frac{0,0054 - 0,4910}{0,0390 \pm 0,0017}$	0,0225
PM ₁₀	$\frac{0,0109 - 1,3600}{0,0580 \pm 0,0026}$	0,0381	$\frac{0,0055 - 1,2700}{0,0424 \pm 0,0023}$	0,0256
Сумарний неканцерогенний ризик (HI)	-	-	$\frac{0,0404 - 5,4300}{0,2980 \pm 0,0139}$	0,1780

На рисунку 5.5 (а) представлено карту неканцерогенного ризику за умови гострого інгаляційного впливу, обумовленого викидами зважених часток PM₁₀ для заданої території дослідження. Для інших забруднюючих речовин перевищень допустимого рівня коефіцієнтів небезпеки не виявлено, а, отже, ризик для здоров'я експонованого населення був мінімальним ($HQ_{acute} < 1$).

При аналізі забруднення атмосферного повітря викидами автомобільних транспортних засобів за умов хронічного впливу, встановлено перевищення допустимого значення коефіцієнту небезпеки ($HQ_{chronic} > 1$) за такими речовинами: азоту діоксид $HQ_{chronic} = 1,10 - 2,07$; неметанові вуглеводні $HQ_{chronic} = 1,01 - 3,18$; зважені частки PM₁₀ $HQ_{chronic} = 1,10 - 1,27$ (табл. 5.3, рис. 5.5).

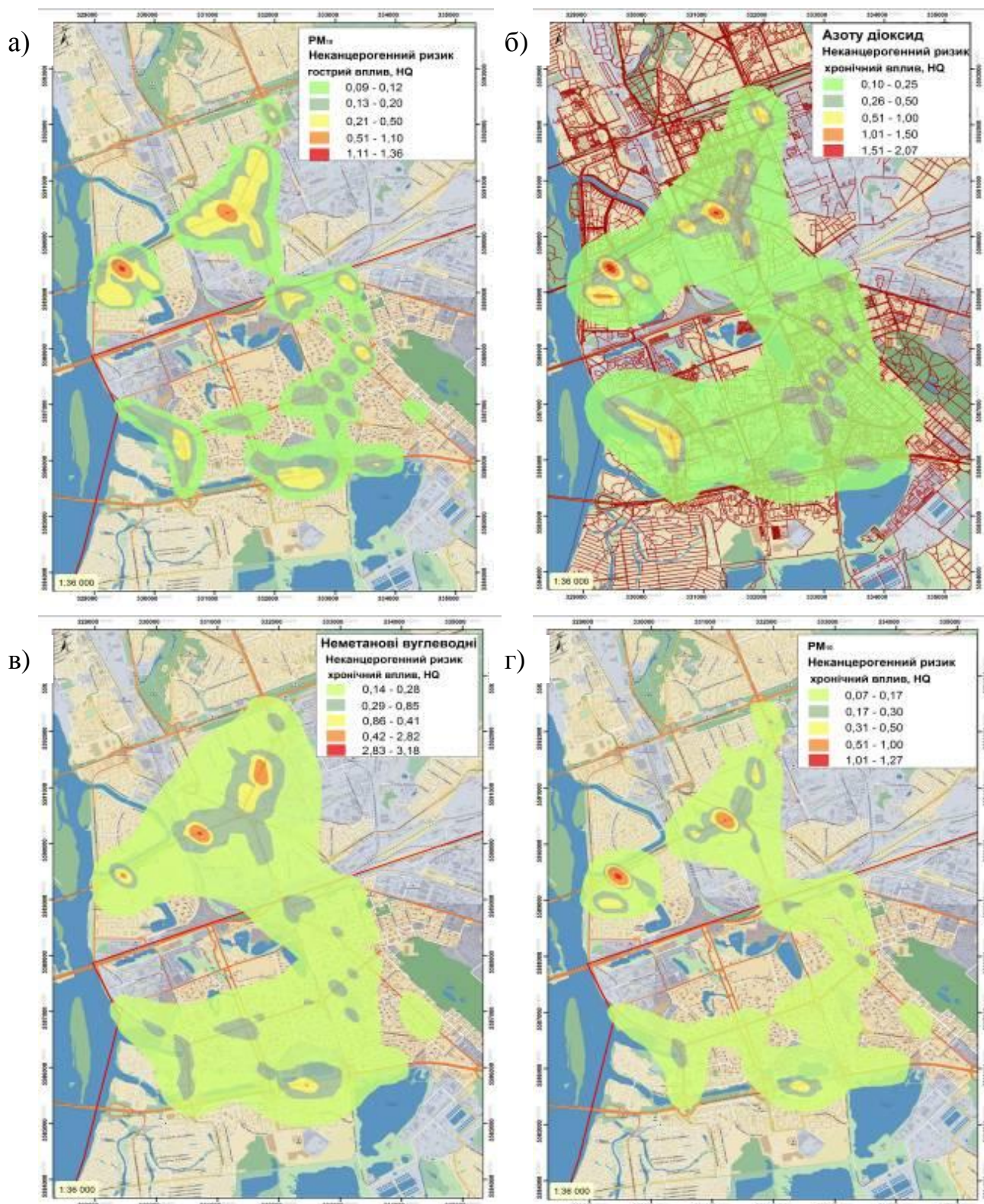


Рис. 5.5 Неканцерогенний ризик за умови: а) гострого інгаляційного впливу PM_{10} , б) хронічного інгаляційного впливу азоту діоксиду, в) хронічного інгаляційного впливу неметанових вуглеводнів, г) хронічного інгаляційного впливу PM_{10}

Для оксиду вуглецю, сірки діоксиду та формальдегіду значення коефіцієнтів небезпеки за умови хронічного впливу знаходилися на допустимому рівні $HQ_{\text{chronic}} < 1$, а отже ризик для здоров'я населення був мінімальним.

На рисунку 5.5 (б) представлено карту неканцерогенного ризику за умови хронічного інгаляційного впливу, обумовленого викидами азоту діоксиду для заданої території дослідження. Перевищення коефіцієнтів небезпеки встановлено для: проспекту Соборності та проспекту П. Тичини ($HQ_{\text{chronic}} = 1,1 - 2,07$), району Дарницької площі ($HQ_{\text{chronic}} = 1,7$), вул. Дніпровська набережна у районі перехрестя з вул. Г. Ахматової ($HQ_{\text{chronic}} = 1,1$).

Перевищення коефіцієнтів небезпеки для неметанових вуглеводнів (рис. 5.5 (в)) встановлено на: проспекті Соборності ($HQ_{\text{chronic}} = 1,7 - 3,2$), проспекті Ю. Гагаріна та перехресті проспект Ю. Гагаріна - бульвар Верховної Ради ($HQ_{\text{chronic}} = 1,3 - 2,4$), проспекті Соборності і проспекті П. Тичини ($HQ_{\text{chronic}} = 1,1 - 2,07$), Дарницькій площі ($HQ_{\text{chronic}} = 1,7$), проспекті М. Бажана на відрізку від станції метро Позняки до станції метро Харківська ($HQ_{\text{chronic}} = 1,01 - 1,5$), вул. Дніпровська набережна у районі перехрестя з вул. Г. Ахматової ($HQ_{\text{chronic}} = 1,1$).

На рисунку 5.5 (г) представлено карту неканцерогенного ризику за умови хронічного інгаляційного впливу, обумовленого викидами зважених часток PM_{10} для заданої території дослідження. Перевищення коефіцієнтів небезпеки відмічено у районі проспекту Соборності ($HQ_{\text{chronic}} = 1,3$) та Дарницької площі ($HQ_{\text{chronic}} = 1,1$).

Зважаючи на комбінований характер інгаляційного впливу на організм людини забруднюючих речовин, що надходять в атмосферне повітря з викидами автомобільного транспорту, а також однонаправленість їхньої дії по відношенню до критичних систем та органів, було оцінено сумарний неканцерогенний ризик у вигляді індексу небезпеки (НІ) [39, 42, 44, 165] (табл. 5.3). Індекс небезпеки розраховано для заданих 952 точок дослідження

в межах території Дарницького та Дніпровського районів м. Києва. На рисунку 5.6 наведено карту сумарного неканцерогенного ризику.

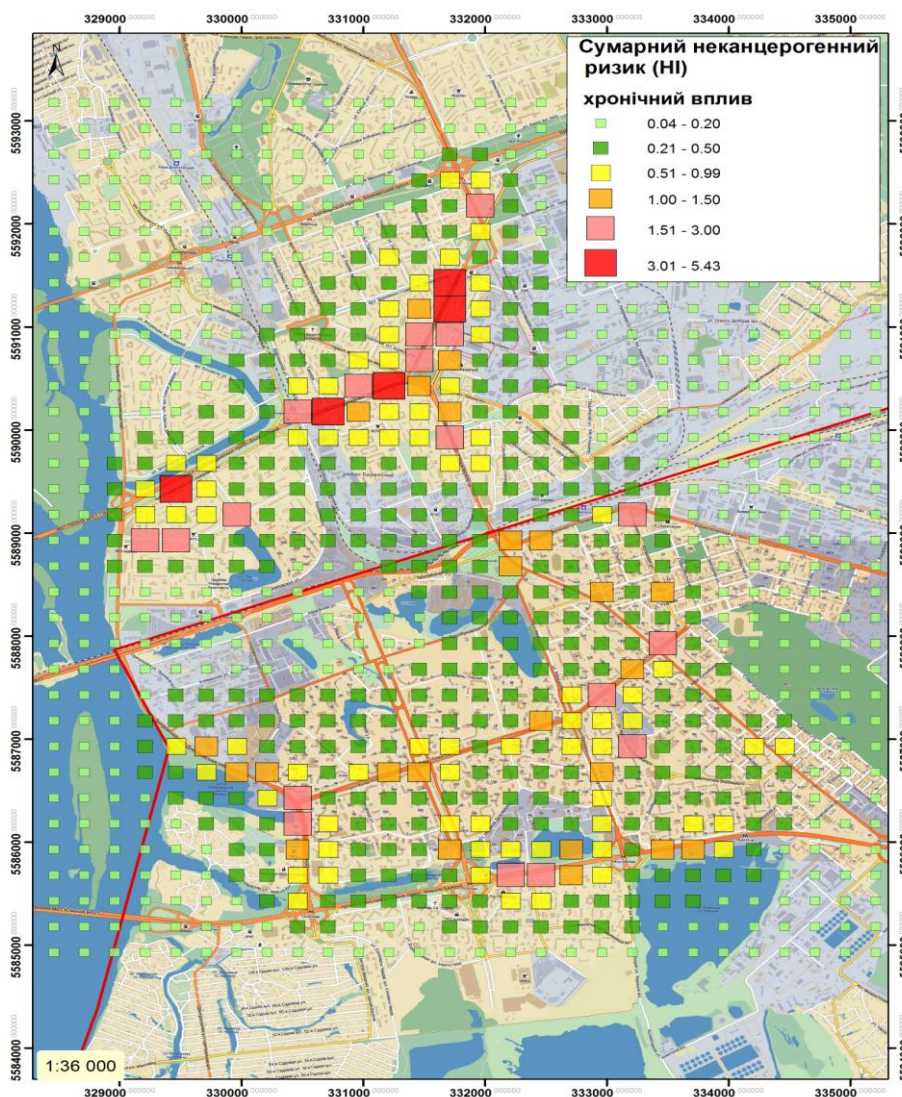


Рис. 5.6 Сумарний неканцерогенний ризик за умов хронічного інгаляційного впливу

Найвищі значення індексу небезпеки (НІ) для території дослідження виявлено у наступних точках: проспект Соборності (НІ = 1,5 – 5,4); район Дарницької площі (НІ = 1,4 – 3,8); проспект Ю. Гагаріна (НІ=1,0 – 3,7); перехрестя Ю. Гагаріна – бульвар Верховної Ради (НІ = 3,0); проспект М. Бажана (НІ = 1,0 – 2,6 з найвищими значеннями на відріжку між станцією метро Позняки та станцією метро Харківська НІ = 1,4 – 2,6); район перехрестя вул. Дніпровська набережна – вул. Г. Ахматової (НІ = 2,1);

проспект П. Тичини (НІ = 1,6 – 2,0); вул. Дніпровська набережна (НІ = 1,0 – 1,7); перехрестя вул. Привокзальна – вул. Бориспільська (НІ = 0,62 – 1,65); перехрестя вул. Харківське шосе – вул. Тростянецька (НІ = 1,2 – 1,6); перехрестя вул. Привокзальна - вул. Харківське шосе – вул. Тепловозна (НІ=1,1 – 1,2); вул. Ревуцького, перехрестя вул. Тростянецька – вул. Ревуцького – вул. Г. Ахматової (НІ = 0,89 – 1,1); перехрестя проспект П. Григоренка – вул. Г. Ахматової (НІ = 0,7 – 1,2).

Зважаючи на те, що канцерогенний ефект характерний лише для формальдегіду, концентрації якого знаходилися на відносно невисокому рівні, оцінка канцерогенного ризику не проводилася. Отримані значення коефіцієнтів небезпеки за умов гострого та хронічного інгаляційного впливів, а також сумарного індексу небезпеки (рис. 5.6) свідчать про формування зон підвищеного неканцерогенного ризику, в першу чергу за рахунок викидів азоту діоксиду, неметанових вуглеводнів та зважених часток PM_{10} .

Таким чином, наведені результати підтверджують, що автомобільний транспорт як джерело забруднення атмосферного повітря обумовлює досить високі рівні експозиції населення такими забруднюючими речовинами як азоту діоксид, оксид вуглецю, сірки діоксид, неметанові вуглеводні, зважені частки PM_{10} та формальдегід на території Дарницького та Дніпровського районів м. Києва, що призводить до підвищення неканцерогенного ризику для здоров'я та ймовірність зростання частоти патологічних станів органів дихання, особливо серед чутливих груп населення [166-169].

5.3 Обґрунтування алгоритму вирішення завдання кількісної оцінки впливу та мінімізації ризиків, обумовлених викидами автомобільного транспорту для здоров'я населення міст

Одним з ефективних інструментів встановлення взаємозв'язку між забрудненням навколишнього середовища та станом здоров'я населення є методологія оцінки ризику, яка використовується як за кордоном, так і в

Україні з метою кількісної оцінки величини вливу факторів довкілля на здоров'я популяції, обґрунтування санітарно-гігієнічних та лікувально-профілактичних заходів [44, 110, 39, 40, 42, 170-173]. Найбільше досліджень у нашій країні присвячено застосуванню методології оцінки ризику для вирішення завдань оцінки впливу на здоров'я населення забруднення атмосферного повітря об'єктами промислового виробництва [39, 40, 42, 170-173]. Водночас, питання оцінки кількісного впливу забруднення повітря, що формується за рахунок викидів автомобільного транспорту, зокрема у межах міст, залишається недостатньо повно висвітленим. Вітчизняні наукові роботи, що були опубліковані в останні роки, у своїй більшості стосуються удосконалення методик розрахунку викидів автомобільного транспорту та коефіцієнтів чи індексів, які характеризували б ступінь забруднення атмосферного повітря на рівні району чи міста [86, 174, 175], що, однак, не дозволяє встановити взаємозв'язки між рівнями забруднення та станом здоров'я експонованого населення та охарактеризувати відповідні ризики, обумовлені даним типом забруднення.

Зважаючи на зазначене, у представленій роботі, послуговуючись підходами методології оцінки ризику для здоров'я населення, розробленої Агенством США з охорони довкілля, було запропоновано алгоритм вирішення завдання кількісної оцінки впливу та мінімізації ризиків для здоров'я населення від викидів автотранспорту [112].

Класична схема методології оцінки ризику включає наступні етапи [44, 110, 112]:

- ідентифікація небезпеки;
- оцінка залежності «доза – відповідь»;
- оцінка експозиції;
- характеристика ризику.

Проте, беручи до уваги специфіку автомобільного транспорту як джерела забруднення, високу варіабельність концентрацій забруднюючих речовин, що надходять у повітря у складі відпрацьованих газів, як у

просторовому та і в часовому розрізах [47, 48], а також відсутність достовірних та повних даних станцій спостереження за станом атмосферного повітря для міст нашої країни, зазначений підхід вимагає адаптації та розширення у частині кількісної оцінки хімічного забруднення повітря автомобільними викидами, що чинять безпосередній вплив на здоров'я населення. На рисунку 5.7 наведено алгоритм оцінки ризику, що пропонується до використання.

Запропонована схема забезпечує реалізацію всіх 4-х основних етапів методології оцінки ризику. Для оцінки концентрацій забруднюючих речовин присутніх в атмосферному повітрі, які є вихідними даними для визначення експозиції, пропонується використовувати методи моделювання концентрацій забруднюючих речовин, що добре зарекомендували себе у попередніх дослідженнях [10, 49, 127, 134-136] та даній роботі.

З метою довгострокового прогнозування концентрацій забруднюючих речовин та оцінки хронічного впливу за умов інгаляційного надходження, запропоновано до використання моделі розсіювання концентрацій забруднюючих речовин у приземному шарі атмосферного повітря, що дають можливість врахувати особливості автомобільного транспорту як джерела забруднення лінійного типу [156] та характеризуються досить високим рівнем достовірності результатів [134, 136, 156, 176]. Прикладом таких моделей є програмний продукт ISC-AERMOD View v.9.3 (Lakes Environmental), який дозволяє отримати концентрації забруднюючих речовин для різних періодів усереднення: 1-, 24-годинні та річні значення. Точність таких моделей значною мірою залежить від якості та повноти вхідних даних, основними з яких є: параметри джерела викиду, викиди забруднюючих речовин, метеорологічні дані, топографічні дані, інформація щодо типів землекористування та рецепторні точки.

Джерела викидів, що вносяться до моделі, відповідають ділянкам досліджуваних автодоріг та перехресть, які задаються як джерела лінійного чи неорганізованого типів відповідно та характеризуються такими

параметрами як координати розташування, довжина (лише для автодоріг), і ширина, які можуть бути отримані як з електронних ресурсів (спутникові знімки, дані щодо транспортно-дорожньої мережі тощо), за наявності, так і шляхом проведення обстежень автодоріг і перехресть, що становлять інтерес.

Для адаптації застосування моделей розсіювання забруднення, зокрема ISC-AERMOD View v.9.3, до вирішення задач розрахунку викидів автомобільного транспорту на території України пропонується замінити генератор вхідних пробігових коефіцієнтів викидів забруднюючих речовин (MOVES - Motor Vehicles Emission Simulator - програма розрахунку викидів для автомобільного транспорту, що послуговується статистичними даними та нормативами, діючими у США) результатами обрахунку викидів забруднюючих речовин (г/с) відповідно до «Методики определения выбросов вредных (загрязняющих) веществ в атмосферный воздух от автотранспортных потоков, движущихся по автомагистралям Санкт-Петербурга» та «Расчетной инструкции (методики) по инвентаризации выбросов загрязняющих веществ от автотранспортных средств на территории крупнейших городов» [148, 150], які відповідають реаліям нашої країни та коректно оцінюють транспортні потоки. Зазначені методики дозволяють оцінити викиди азоту діоксиду, оксиду вуглецю, сірки діоксиду, неметанових вуглеводнів, сажі, зважених часток PM_{10} , формальдегіду та бенз(а)пірену як для автотранспортних потоків, що рухаються автодорогами, так і в районі регульованих перехресть.

Розрахунок викидів забруднюючих речовин вимагає наявності даних щодо інтенсивності та складу транспортного потоку, довжини досліджуваних ділянок, швидкості руху, циклів роботи світлофорів у випадку перехресть, довжини та якісного складу черги автомобілів на перехресті, які можуть бути отримані як з електронних ресурсів, так і шляхом проведення спостережень.

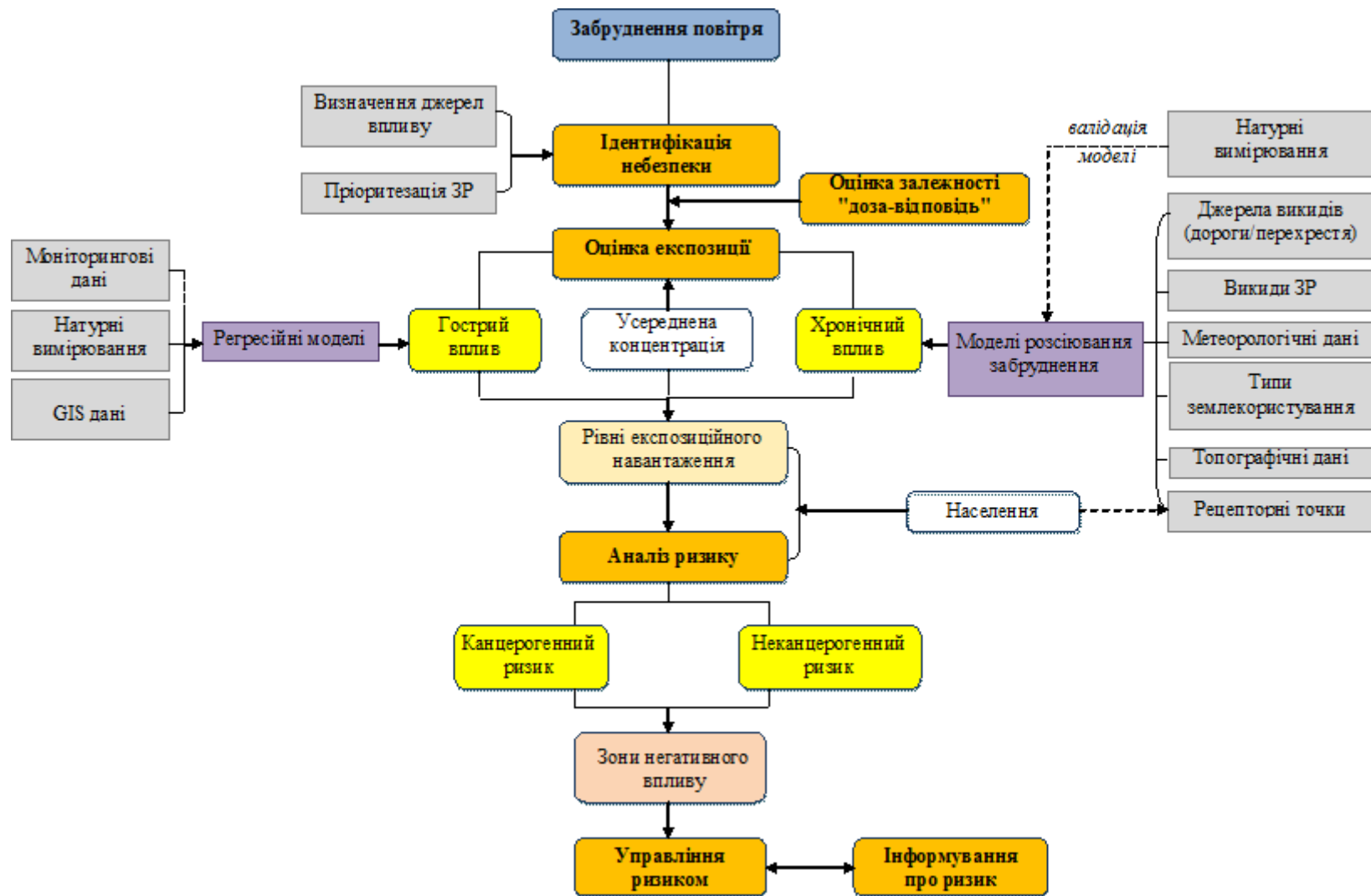


Рис. 5.7 Алгоритм оцінки впливу та мінімізації ризиків для здоров'я населення, обумовлених автотранспортним забрудненням атмосферного повітря

Метеорологічні дані, які є обов'язковими для внесення до програми розрахунку розсіювання, мають вигляді річної бази даних щогодинних спостережень найближчої метеорологічної станції та потребують попередньої підготовки за допомогою модулю обробки метеоданих програми розрахунку розсіювання забруднення (у випадку використання програми ISC-AERMOD таким інструментом є модуль AERMET View).

Топографічні дані доступні з електронних ресурсів (наприклад, ресурси Геологічної служби США, USGS) та є необхідними для побудови цифрової моделі рельєфу, що дозволяє врахувати перепади висот території дослідження та підвищити точність розрахунків просторового поширення забруднення.

У якості рецепторних точок виступають вузли заданої розрахункової сітки для території дослідження чи окремі точки розрахунку, що, як правило визначаються на основі даних щодо проживання населення або довільно, відповідно до задач дослідження.

З метою валідації результатів моделі розсіювання, за необхідності, застосовуються дані наявних чи попередньо проведених натурних вимірювань. Однак, за умови високої якості та повноти вхідних даних, зазначений етап не є обов'язковим.

За умови оцінки гострого впливу забруднення повітря, обумовленого викидами автомобільного транспорту, можливим є застосування результатів моделей розсіювання на рівні усередненої 1-годинної концентрації. Однак, за необхідності оцінки лише виключно гострого впливу та відсутності повних даних для подібних моделей, пропонується використовувати підхід регресійного моделювання (Land use regression (LUR) model), який дозволяє описати моделі прогнозування концентрацій забруднюючих речовин, базуючись на даних натурних вимірювань (з доповненням, за наявності, моніторинговими даними) і географічних даних геоінформаційних систем (ГІС), що характеризують фізико-географічні та планувальні особливості території дослідження. Зазначений підхід дозволяє досить точно оцінити

варіабельність забруднення на локальному рівні [10, 127, 177]. В останні роки подібний метод оцінки експозиції набуває все більшого застосування не лише у Європі та США, але і у РФ [49].

Отримані рівні експозиційного навантаження для гострого та хронічного впливів слугують підставою для подальшого етапу аналізу ризику. Неканцерогенні та канцерогенні ризики розраховують згідно з методологією оцінки ризику для здоров'я населення від хімічного забруднення атмосферного повітря [44, 110, 112, 39, 42], визначають зони підвищеного ризику, які є об'єктами двох наступних етапів - управління ризиком та інформування.

Підсумовуючи викладене вище, запропонований алгоритм дозволяє врахувати специфіку автомобільного транспорту як джерела забруднення, а також більш точно оцінити експозиційне навантаження, обумовлене його впливом, і, відповідно, ризик розвитку негативних ефектів з боку здоров'я. Описаний підхід було успішно реалізовано у представленій дисертаційній роботі для визначення зон негативного впливу та розрахунку показників ризику, обумовлених забрудненням атмосферного повітря викидами автомобільного транспорту на території Дарницького та Дніпровського районів м. Києва. За представленими матеріалами підготовлено інформаційний лист № 227-2015 «Вдосконалення підходів до оцінки кількісного впливу забруднення атмосферного повітря, обумовленого викидами автомобільного транспорту та визначення зон підвищеного ризику для здоров'я населення».

Висновки до розділу 5

1. На підставі проведеної, за даними моделювання забруднення, оцінки експозиції виявлено перевищення нормативу $ГДК_{м.р.}$ на рівні усередненої 1-годинної концентрації азоту діоксидом ($1,76ГДК_{м.р.}$), а $ГДК_{с.д.}$ на рівні усередненої 24-годинної концентрації – азоту діоксидом ($5,6ГДК_{с.д.}$) та формальдегідом ($1,4ГДК_{с.д.}$).

2. Визначено рівні неканцерогенного ризику (HQ) та підготовлено відповідні карти ризиків. Виявлено перевищення допустимого рівня коефіцієнту небезпеки ($HQ > 1$) за умов гострого впливу PM_{10} ($HQ_{acute} = 1,10 - 1,36$); при хронічному впливі ($HQ_{chronic}$) – для неметанових вуглеводнів (1,01 – 3,18), азоту діоксиду (1,10 – 2,07), PM_{10} (1,07 – 1,27). Для інших речовин перевищення допустимого рівня коефіцієнту небезпеки за умов гострого впливу відсутні, а ризик для здоров'я населення був мінімальним ($HQ_{acute} < 1$).

3. Розраховано сумарний неканцерогенний ризик для випадку хронічного впливу у вигляді індексу небезпеки (HI) для території дослідження та підготовлено відповідний картографічний матеріал. Показано формування зон підвищеного аерогенного ризику ($HI_{max} = 5,43$) та ймовірність зростання патологічних станів органів дихання у 1,5 – 5,4 рази.

4. Обґрунтовано алгоритм вирішення завдання кількісної оцінки впливу та мінімізації ризиків, обумовлених викидами автомобільного транспорту для здоров'я населення міст, який ґрунтується на методології оцінки ризику, і доповнюється розширеним етапом оцінки експозиції за рахунок застосування методів моделювання забруднення. Такий підхід дозволяє врахувати специфіку автомобільного транспорту як джерела викиду, а також більш точно оцінити експозиційне навантаження, і, відповідно, ризик розвитку патологічних станів здоров'я.

Матеріали даного розділу відображені в наступних публікаціях:

1. Застосування методології аналізу ризику для територіального управління (на прикладі оцінок економічної ефективності планованих заходів) / А. М. Сердюк, О. І. Турос, А. А. Петросян, О. М. Картавцев, О. В. Вознюк // Охорона навколишнього середовища промислових регіонів, як умова сталого розвитку України: збірка тез доповід. наук.-практ. конф. – Запоріжжя, 2007. – С. 194-195.

2. Турос О. І. Методичні засади етапу інформування щодо ризику для здоров'я населення від забруднення атмосферного повітря / О. І. Турос, А. А. Петросян, В. І. Степанець, О. М. Картавцев, О. В. Вознюк // Охорона здоров'я України. – 2008. – №1 (29). – С. 240-241.

3. Використання методології аналізу ризику для здоров'я населення для вдосконалення територіального самоуправління (на прикладі Солом'янського району м. Києва) / О. І. Турос, О. М. Картавцев, А. А. Петросян, О. В. Вознюк, Я. П. Маркевич // Актуальні питання гігієни та екологічної безпеки України (четверті марзеевські читання): збірка тез доповідей наук.-практ. конф. (22-23 травня 2008, м. Київ). – К., 2008. – С. 92–93.

4. Human health risk assessment from transport-related air pollution in Ukraine / O. Turos, O. Voznyuk, A. Petrosian, O. Kartavtsev, Y. Markevych // Central European journal occupational and environmental medicine: The 3rd Central and Eastern Europe Conference on Health and the Environment (19-22 Oct. 2008, Cluj-Napoca, Romania). – p. 109–110.

5. Турос О. І. Вдосконалення територіального самоуправління за допомогою аналізу ризику (на прикладі Солом'янського району м. Києва) / О. І. Турос, О. М. Картавцев, А. А. Петросян, О. В. Вознюк, Я. П. Маркевич, Г. М. Давиденко // Гігієна населених місць: зб. наук. праць. – К., 2008. – Вип. 52. – С. 38–45.

6. Картавцев О. М. Оцінка забруднення атмосферного повітря у контексті законодавства України, що регламентує прийнятний ризик / О. М. Картавцев, О. І. Турос, О. В. Вознюк // Довкілля та здоров'я. – К., 2009. – № 4 (51). – С. 33–36.

7. Voznyuk O. Case study of human health risk assessment due to the transport related air pollution in Ukraine / O.Voznyuk, O.Turos, O.Kartavtsev, A. Petrosian, Ya. Markevych and O. Gavrikova / WHO Newsletter. – Bonn, 2009. – №. 44. – P. 4–9.

8. Визначення впливу автотранспорту на здоров'я населення у м. Запоріжжя / О. В. Вознюк // Молодь – медицині майбутнього: збірка тез доповідей (23-24 квітня 2009, м. Одеса). – Одеса: Одес. держ. мед. ун-т, 2009. – С. 52.

9. Оцінка ризику для здоров'я населення від забруднення атмосферного повітря викидами пересувних джерел (на прикладі м. Запоріжжя) / О. В. Вознюк, А. А. Петросян, О. М. Картавцев // Актуальні питання гігієни та екологічної безпеки України (п'яті марзєєвські читання): збірка тез доповідей наук.-практ. конф. (21-22 травня 2009, м. Київ). – К., 2009. – С. 14–15.

10. Assessment of Transport Emissions Impact on Human Health (Case Study of Zaporizhia) / O. Voznyuk, O. Turos, O. Kartavtsev, A. Petrosian, L. Chernenko // Transforming exposure science in the 21st century : ISES – 2009 abstracts' book (Nov. 1- 5, 2009, Minneapolis, USA). – P. 164–165.

11. Використання оцінки ризику для здоров'я населення від забруднення атмосферного повітря / О. І. Турос, О. В. Вознюк, А. А. Петросян, І. В. Кобзаренко, Л. Ю. Гула // Екологічна безпека техногенно-перевантажених регіонів. Оцінка і прогноз екологічних ризиків : матеріали п'ятої наук.-практ. конф. (7-11 червня 2010, м. Ялта, АР Крим) – Екологія, наука, техніка, 2010. – С.78–79.

12. Роль оценки риска для здоровья населения в интегрированном управлении качеством воздуха / Е. И. Турос, А. А. Петросян, О. Н. Картавцев, О. В. Ананьева, Т. П. Маремуха // Материалы XI Всероссийского съезда гигиенистов и санитарных врачей: сборник статей. Том I. – М., 2012. – С. 737–740.

13. Estimation of human health risks associated with motor vehicles-generated air pollution in a residential urban neighborhood / O. Turos, O. Ananyeva (Voznyuk), O. Kartavtsev, A. Petrosian // Lessons learned: Contributions of exposure science to environmental and occupational health :

ISES – 2012 abstracts' compilation (Oct. 28 – Nov. 1, 2012, Seattle, WA, USA). – abstract number: 1400478. – P. 180.

14. Оценка риска для здоровья населения от загрязнения атмосферного воздуха выбросами автомобильного транспорта / О. В. Ананьева // IV Всероссийская научно-практическая конференция молодых ученых и специалистов «Окружающая среда и здоровье»: материалы конференции (27-28 сентября 2012, г. Москва, РФ). – Т.1. – Москва, 2012. – С. 27–29.

15. Оцінка впливу викидів автомобільного транспорту на здоров'я дитячого населення міста / О. І. Турос, О. В. Ананьева, О. М. Картавцев, А. А. Петросян // Актуальні питання гігієни та екологічної безпеки України (восьмі марзєєвські читання): збірка тез доповід. наук.-практ. конф. (23-24 травня 2012 р., м. Київ). – К., 2012. – С. 103–104.

16. Турос Е. И. Исследование влияния выбросов автомобильного транспорта на здоровье населения на основании показателей риска (пример Соломенского района г. Киева) / Е. И. Турос, О. В. Ананьева, А. А. Петросян // Здоровье и окружающая среда: сб. науч. трудов. – Минск: РНМБ, 2013. – Вып. 22. – С. 112–117.

17. Турос О.І. Оцінка ризику для здоров'я населення як інструмент управління якістю повітря / О. І.Турос, А. А. Петросян, О. В. Ананьева, Т. П. Маремуха // Казантип Эко–2013: сборник трудов XXI Международной научно-практической конференции (3-7 июня 2013г., Щелкино, АР Крым). – Том 2. – Харьков, 2013. – С. 256–261.

18. Турос О.І. Використання оцінки ризику для здоров'я населення в системі управління якістю повітря / О. І. Турос, А. А. Петросян, О. В. Ананьева, І. В. Кобзаренко // Збірник законодавчих та нормативно-правових актів, які регулюють діяльність суб'єктів господарювання в частині запобігання несприятливого впливу на стан здоров'я і життя людини шкідливих факторів атмосферного повітря. – К.: Державна СЕС України, ДУ

"ІГМЕ НАМНУ", ДП "Науково-практичний центр дезінфектології та профілактичної медицини держсанепідемслужби України", 2014. – С. 15–20.

19. Турос О. І. Оцінка експозиції забрудненим повітрям у салоні пасажирських транспортних засобів / О. І. Турос, О. В. Ананьєва, А. А. Петросян // Актуальні проблеми транспортної медицини : навколишнє середовище; професійне здоров'я; патологія. – №4. – Т. 2 (42-2). – 2015. – С. 25–31.

20. Assessment of health risks formed by traffic-related air pollution in Kyiv, Ukraine [Електронний ресурс] / О. Ananyeva, О. Tuross, А. Petrosian // Proceedings of the 28th Annual Conference of the International Society for Environmental Epidemiology (Sept. 1-4, 2016, Rome, Italy). – Режим доступу: <http://ehp.niehs.nih.gov/isee/2016-p1-335-4277/>

АНАЛІЗ ТА УЗАГАЛЬНЕННЯ ОТРИМАНИХ РЕЗУЛЬТАТІВ

За оцінками ВООЗ, автомобільний транспорт є одним з основних джерел забруднення повітря міських населених пунктів та причиною зростання тягаря хвороб і передчасної смертності у Європейському регіоні [4, 52]. Зважаючи на це, на сьогодні забруднення атмосферного повітря викидами автомобільного транспорту та оцінка відповідного впливу на здоров'я населення є пріоритетними питаннями розвитку та планування міських населених пунктів.

Орієнтуючись на європейські тенденції та досвід, Україною ратифіковано ряд міжнародно-правових угод та розроблено низку законодавчих ініціатив, спрямованих на зменшення викидів забруднюючих речовин у атмосферне повітря, в тому числі автомобільним транспортом [5, 28, 58, 69-74, 76-80]. На основі аналізу діючих документів законодавчого характеру встановлено, що в Україні, у світлі необхідності гармонізації національного законодавства з законодавством європейської спільноти, основні реформування у сфері транспорту будуть стосуватися зокрема стандартів палива, підвищення безпеки на дорозі та покращення планування інфраструктури з метою інтеграції до транс'європейської транспортної мережі [81]. Однак, обмеженість і подекуди неузгодженість урядової фінансової та інституційної підтримки гальмує прогрес у вирішенні питань просування енергоефективних та «зелених» транспортних засобів в умовах міста, використання альтернативних палив, розробки раціональних планувальних рішень, а також реалізації заходів, спрямованих на забезпечення здоров'я та благополуччя населення. Водночас, у нашій країні відсутні ефективні інструменти оцінки впливу автомобільного транспорту на здоров'я населення і умови його проживання, а також механізми мінімізації цього впливу, які мали б лягти у основу розробки національних і територіальних планів дій та стратегій.

Законом України «Про забезпечення санітарного та епідемічного благополуччя населення» (від 24.02.1994 №4004-XII), а також національним нормативним документом – «Державними санітарними правилами планування та забудови населених пунктів. ДСП №173-96», затвердженими наказом МОЗ України від 19.06.1996 р. №173 (zareєстровано в Мін'юсті 24.07.1996 р. за №379/1404) визначено, що якість атмосферного повітря в населених пунктах є регламентованою санітарними правилами та нормами, дотримання яких у містобудівній діяльності є обов'язковим для виконання [178, 179]. Відповідно до пункту 5.25 «Державних санітарних правилами планування та забудови населених пунктів. ДСП №173-96», вказано рекомендовану відстань 100 м від бровки земляного полотна I, II, III категорії доріг (класифікація відповідно до [180]) та для IV категорії – 50 м до житлової забудови при забезпеченні на відповідній території гігієнічних нормативів якості атмосферного повітря та рівнів шуму. Водночас, у чинній редакції «Містобудування. Планування і забудова міських і сільських поселень. ДБН 360-92**» (актуальна від 1 січня 2016 року), вказано лише відстань від краю основної проїзної частини магістральних доріг до лінії регулювання житлової забудови, яку слід приймати не менше 50 м, а при застосуванні шумозахисних пристроїв – не менше 25 м [181]. Однак, на основі отриманих результатів натурних досліджень та моделювання глибини поширення забруднення атмосферного повітря, яке формується вздовж автодоріг з середньою інтенсивністю транспортних потоків (від 2000 до 4000 од/год), встановлено що усереднені 1-годинні концентрації оксиду вуглецю були найвищими у радіусі до 200 м із різким зниженням рівнів забруднення у межах наступних 200 м для автодороги з інтенсивністю руху понад 4000 од/год, а для ділянки з кількістю автомобілів 2000 од/год спостерігалось зниження концентрацій вже на перших 50 м. Аналогічна тенденція відмічена для усереднених за 24-годинний період концентрацій оксиду вуглецю. Для азоту діоксиду, усереднені 1-годинні концентрації були найвищими на відстані до 50 м від проїзної частини, однак зниження до

фонових значень спостерігали на відстані понад 400 м. Водночас, перевищення $ГДК_{м.р.}$ відмічали у радіусі до 200 м від автодороги з інтенсивністю руху понад 4000 од/год. Усереднені 24-годинні концентрації характеризувалися поступовим зниженням максимальних концентрацій до нормативних рівнів по мірі віддалення від проїзної частини на відстань до 200 м для автодороги з інтенсивністю руху понад 4000 од/год та до 150 м для ділянки з кількістю автомобілів до 2000 од/год. Однак, фонових рівнів усереднені 24-годинні концентрації азоту діоксиду досягали лише на відстані близько 450-500 м.

Отримані результати є співзвучними з даними представленими у роботах N. L. Gilbert та M. Jerrett [10, 164] з оцінки варіабельності та глибини поширення автотранспортного забруднення повітря. Окрім того, слід зазначити що епідеміологічні дослідження відмічають скарги з боку населення навіть за рівнів азоту діоксиду нижче нормативних [154]. Так, у роботах J. Schwartz та співавторів встановлено, що зміна концентрації азоту діоксиду на $0,04 \text{ мг/м}^3$ протягом доби призводить до зростання на 28 % частоти випадків запалення та обструкції дихальних шляхів серед експонованих дітей, у порівнянні з неекспонованими групами [90], а Ch. Braun-Fahrländer зі співавторами доводять, що експозиція дітей дошкільного віку концентраціями азоту діоксиду на рівні $0,024 - 0,05 \text{ мг/м}^3$ впливає на тривалість періоду одужання, в сторону його збільшення, при хворобах дихальних шляхів [155]. Зважаючи на зазначене, законодавчого доопрацювання потребує питання визначення безпечних відстаней для проживання населення по відношенню до автодоріг з різною інтенсивністю транспортних потоків, постійного моніторингу і контролю рівнів забруднення у сельбищних зонах та обґрунтування відповідних заходів з мінімізації впливу і захисту здоров'я, особливо з огляду на індивідуальну чутливість таких груп як діти та люди похилого віку.

На сьогодні, документ «Державні санітарні правила охорони атмосферного повітря населених місць (від забруднення хімічними та

біологічними речовинами). ДСП 201-97» (наказ від 09.07.1997 р. № 201), у якому відповідно до розділу 7 «Санітарні вимоги щодо охорони атмосферного повітря населених місць від забруднення викидами транспортних засобів з двигунами внутрішнього згорання» серед переліку заходів по запобіганню забрудненню атмосферного повітря відпрацьованими газами при розробці проектної документація містобудівного спрямування визначалося створення санітарно-захисних зон від автомагістралей та автодоріг з інтенсивним рухом (п.7.3.12) [182], втратив свою чинність (рішення Державної служби України з питань регуляторної політики та розвитку підприємництва від 30.05.2014 № 31). Водночас, у рамках гармонізації національного законодавства в сфері планування і забудови території України та містобудівної діяльності до вимог ЄС, проектом розпорядження Кабінету Міністрів України «Про скасування деяких наказів міністерств та інших центральних органів виконавчої влади», підготовленим Державною регуляторною службою України, передбачається скасування «Державних санітарних правил планування та забудови населених пунктів. ДСП №173-96», а також перегляд існуючого ДБН 360-96** «Містобудування. Планування і забудова міських і сільських поселень» (наказ від 17.04. 1992р. №44; зі змінами актуальний від 01.01.2016 р.). Зважаючи на зазначене, питання впливу на здоров'я населення автомобільного транспорту як фактору забруднення атмосферного повітря міських населених пунктів є надзвичайно актуальним і потребує розробки та включення до єдиних будівельних норм щодо планування і забудови територій у частині, яка стосується санітарно-гігієнічних вимог до планування та забудови населених місць.

У межах міст, зокрема на територіях сельбищних зон, прилеглих до автодоріг, транспортні потоки формують понадфонові концентрації хімічних речовин, що надходять до атмосферного повітря у складі відпрацьованих газів та є невід'ємною частиною загальної експозиції населення. У порівнянні зі стаціонарними джерелами викидів, автомобільний транспорт

характеризується деякою специфікою, яка обумовлена, в першу чергу, стрімкими темпами приросту кількості автомобілів, високою токсичністю викидів, значною варіабельністю концентрацій на територіях, прилеглих до автодоріг, як у просторовому, так і у часовому розрізах, а також невисоким розташуванням джерел від земної поверхні, що призводить до гіршого розсіювання забруднення та накопичення відпрацьованих газів у зоні дихання людини [3, 7-11]. Зазначені фактори значно ускладнюють завдання оцінки експозиції населення автотранспортними викидами. Зважаючи на це, виникає потреба вдосконалення існуючих методичних підходів до гігієнічної оцінки вказаного типу забруднення для забезпечення коректного визначення експозиції населення та розрахунку відповідних ризиків для здоров'я, які слугують первинною інформацією для розробки заходів націлених на захист громадського здоров'я.

У дисертаційній роботі на підставі поєднання аналітичних та прикладних досліджень представлено теоретичне узагальнення наукової проблеми гігієнічної оцінки впливу забруднення атмосферного повітря викидами автомобільного транспорту на здоров'я населення та удосконалено методичні підходи щодо оцінки експозиції та відповідних показників ризику для здоров'я населення від дії забрудненого викидами автомобільних транспортних засобів повітря на здоров'я населення.

На основі отриманих даних досліджень з вивчення хімічного забруднення повітря викидами азоту діоксиду, оксиду вуглецю, сірки діоксиду, неметанових вуглеводнів, зважених часток різного аеродинамічного діаметру (PM_{10} , $PM_{2.5}$, PM_1), пилу НДЗС у Дарницькому та Дніпровському районах м. Києва доведено, що автомобільний транспорт є вагомим фактором, який впливає на формування концентрацій забруднюючих речовин на території мікрорайонів, прилеглих до автодоріг. Вибір пріоритетних забруднюючих речовин відповідає тенденціям останніх міжнародних досліджень з вивчення впливу автомобільного транспорту [52, 54, 68] на здоров'я населення.

У результаті проведеного аналізу даних власних вимірювань виявлено значну варіабельність забруднення, зокрема у точках дослідження, розташованих на відстані до 50 м від автодоріг. Водночас, концентрації забруднюючих речовин у точках, що відповідали сельбищній зоні, відзначалися нижчими значеннями та меншим розмахом варіабельності. Встановлено, що максимальні концентрації у приземному шарі атмосферного повітря для ряду досліджуваних речовин перевищували існуючі гігієнічні нормативи (ГДК_{м.р.}): у 2012 р. оксиду вуглецю – у 1,7 рази (0,12 – 8,58 мг/м³); у 2014 р. сірки діоксиду – у 2,9 рази (0,0003 – 1,460 мг/ м³), азоту діоксиду – у 2,8 рази (0,004 – 0,576 мг/ м³), неметанових вуглеводнів – у 2,8 рази (0,003 – 2,810 мг/ м³), оксиду вуглецю – у 1,2 рази (0,030 – 6,093 мг/ м³). Слід зазначити, що отримані рівні концентрацій не характеризують ситуації за умов ускладненого руху та заторів.

На основі аналізу виконаних натурних вимірювань, а також інформації щодо інтенсивності та структури транспортних потоків, фізико-географічних та метеорологічних параметрів території дослідження, шляхом застосування методів геопросторового аналізу, вивчено особливості формування забруднення атмосферного повітря викидами автомобільного транспорту у сельбищних зонах міст і визначено фактори, що мають визначальний вплив на просторове поширення забруднення на території дослідження в умовах міської забудови. За результатами аналізу, виявлено достовірний кореляційний зв'язок між концентраціями усіх забруднюючих речовин та показниками, що описували величину та структуру транспортного потоку, характеристики доріг території дослідження, категорії землекористування, відносний індекс рослинності NDVI та окремі метеорологічні параметри.

Незважаючи на значну кількість досліджень, проведених науковцями різних країн, експозицію населення забрудненням поблизу автодоріг важко охарактеризувати в узагальнених показниках, оскільки абсолютні рівні експозиції можуть значною мірою варіювати в залежності від особливостей території дослідження, характеристик досліджуваного транспортного потоку

та застосованих методів. Аналіз існуючих підходів до кількісної оцінки експозиції населення забрудненням атмосферного повітря викидами автомобільного транспорту показав, що моніторингові дані не у всіх випадках можуть забезпечити необхідну точність та просторове розширення у дослідженнях локального рівня чи мікромасштабу, а проведення натурних вимірювань вимагає значних затрат часу та ресурсів. Окрім того, дані станцій спостереження за станом атмосферного повітря не завжди характеризуються повнотою та репрезентативністю. Так, в Україні відсутній моніторинг за вмістом в атмосферному повітрі зважених часток PM_{10-1} , що унеможливорює проведення відповідних оцінок впливу даного типу забруднення. Беручи до уваги зазначене, використання методів математичного моделювання, зокрема моделей прогнозування забруднення на основі регресійного аналізу та моделей розсіювання концентрацій забруднюючих речовин у приземному шарі атмосферного повітря, є науково обґрунтованим і широко описано в роботах М. Brauer (2003 р.), Z. Ross (2007 р.), М. Jerret (2007 р.), К.М. Антропова (2013 р.) та А. Patton (2016 р.) [49, 123, 125, 126, 183].

З метою вдосконалення оцінки експозиції населення, що проживає на територіях, прилеглих до автомобільних доріг, та визначення концентрацій забруднюючих речовин, присутніх в атмосферному повітрі, на основі методу множинної лінійної регресії було запропоновано спосіб прогнозування забруднення атмосферного повітря викидами автомобільного транспорту. Цей підхід дозволяє для будь-якої забруднюючої речовини розробити прогностичну модель, яка може бути використана для встановлення рівнів забруднення атмосферного повітря, а також оцінити просторову варіабельність концентрацій в межах сельбищних зон міст, побудувати карти забруднення території дослідження. Такий метод забезпечує високу точність оцінки експозиції населення для подальших ризикових та епідеміологічних досліджень та, водночас, відзначається гнучкістю і дозволяє використовувати будь-які фізико-географічні параметри території у якості вхідних даних, що робить його доступним у застосуванні.

На основі запропонованого способу, у представленому дослідженні було описано моделі прогнозування забруднення атмосферного повітря азоту діоксидом, оксидом вуглецю та PM_{10} , $PM_{2,5}$, PM_1 , що надходять в атмосферне повітря з викидами автомобільного транспорту у Дарницькому та Дніпровському районах м. Києва. Остаточні варіанти моделей характеризувалися достатньо високим ступенем достовірності з відповідними коефіцієнтами детермінації ($p < 0,001$): $R^2 = 0,90$ для NO_2 , $R^2 = 0,77$ для CO , $R^2 = 0,59$ для PM_{10} , $R^2 = 0,79$ для $PM_{2,5}$ і $R^2 = 0,81$ для PM_1 . Моделі побудовано та перевірено на основі даних натурних вимірювань отриманих у період літо-осінь. Сезонна валідація моделей, зважаючи на відсутність даних натурних вимірювань для холодного періоду року, не виконувалася. Отримані результати корелюють з даними інших авторів, які описують регресійні моделі для азоту діоксиду та зважених часток із значенням R^2 у діапазоні: 0,52 – 0,76 та 0,50 – 0,81 відповідно [15, 49, 127, 158, 159, 164].

За результатами порівняння концентрацій, отриманих за допомогою моделі ISC-AERMODView v.9.3 (Lakes Environmental), з даними натурних вимірювань, що були виконані на території дослідження, встановлено високий ступінь узгодженості між змодельованими даними та результатами вимірювань на рівні усередненої 1-годинної концентрації. Зважаючи на це, дану модель запропоновано до використання для подальшого оцінки експозиції населення. Для 952 рецепторних точок рівномірно розташованих на території Дарницького та Дніпровського районів м. Києва було розраховано усереднені 1-годинні, 24-годинні та річні концентрації азоту діоксиду, оксиду вуглецю, сірки діоксиду, неметанових вуглеводнів, зважених часток PM_{10} , та формальдегіду, обумовлені викидами автомобільного транспорту. На підставі проведеної оцінки експозиції встановлено: перевищення $ГДК_{м.р.}$ на рівні усередненої 1-годинної концентрації азоту діоксидом ($1,76ГДК_{м.р.}$); на рівні усередненої 24-годинної концентрації азоту діоксидом ($5,57ГДК_{с.д.}$) і формальдегідом ($1,4ГДК_{с.д.}$). Для інших досліджуваних речовин перевищення гігієнічних нормативів не

відмічалось. Водночас, при аналізі експозиційного навантаження відповідно до міжнародних гігієнічних критеріїв якості повітря населених місць (RfC_{acute} , $RfC_{chronic}$), виявлено перевищення референтних концентрацій у розрахункових точках для зважених часток PM_{10} за умови гострого інгаляційного впливу та для азоту діоксиду, неметанових вуглеводнів і зважених часток PM_{10} за умови хронічного впливу.

Встановлено перевищення допустимого рівня коефіцієнту небезпеки ($HQ_{acute} > 1$) за умов гострого впливу для PM_{10} ($HQ_{acute} = 1,2 - 1,4$). Для інших речовин перевищення допустимого рівня коефіцієнту небезпеки за умов гострого впливу не відмічали, а ризик для здоров'я населення був мінімальним ($HQ_{acute} < 1$). Що стосується хронічного впливу, встановлено перевищення відповідних референтних концентрацій для: неметанових вуглеводнів ($HQ_{chronic} = 1,01 - 3,18$), азоту діоксиду ($HQ_{chronic} = 1,10 - 2,07$), зважених часток PM_{10} ($HQ_{chronic} = 1,07 - 1,27$). Для оксиду вуглецю, сірки діоксиду та формальдегіду неканцерогенний ризик для здоров'я населення за умови хронічного впливу був мінімальним ($HQ_{chronic} < 1$). Сумарний неканцерогенний ризик для випадку хронічного впливу, який було розраховано у вигляді індексу небезпеки (НІ) становив: $HI_{max} = 5,43$. Зважаючи на той факт, що з представлених у даному дослідженні забруднюючих речовин канцерогенний ефект характерний лише для формальдегіду, концентрації якого знаходилися на відносно невисокому рівні, оцінка канцерогенного ризику не проводилася.

Таким чином, отримані значення коефіцієнтів небезпеки за умов гострого та хронічного інгаляційного впливів, а також сумарний індекс небезпеки свідчать про формування зон підвищеного неканцерогенного ризику, обумовленого, в першу чергу, викидами азоту діоксиду, неметанових вуглеводнів і зважених часток PM_{10} та ймовірність зростання частоти негативних проявів з боку органів дихання у 1,5 – 5,4 рази.

Проведені дослідження з оцінки ризику для здоров'я населення дозволили охарактеризувати існуючу реальну небезпеку хімічного

забруднення атмосферного повітря викидами автомобільного транспорту та визначити відповідний вплив на стан здоров'я населення.

За результатами виконаних досліджень запропоновано алгоритм вирішення завдання кількісної оцінки впливу та мінімізації ризиків, обумовлених викидами автомобільного транспорту для здоров'я населення міст, який забезпечує реалізацію всіх 4-х основних етапів методології оцінки ризику [112]. Для оцінки рівнів забруднення атмосферного повітря, які є вихідними даними для визначення експозиції, пропонується використовувати методи моделювання концентрацій забруднюючих речовин, які добре зарекомендували себе в роботах попередніх авторів [10, 49, 127, 134-136] та представленому дослідженні. На основі отриманих рівнів експозиційного навантаження для гострого та хронічного впливів розраховують неканцерогенні та канцерогенні ризиків [44, 110, 111, 112 3, 4, 7, 14, 39, 42] і визначають зони підвищеної небезпеки, для подальших етапів управління ризиком та інформування. Такий підхід дозволяє врахувати специфіку автомобільного транспорту як джерела забруднення, а також більш точно оцінити експозиційне навантаження, з урахуванням небезпеки для гіперчутливих груп населення.

Зважаючи на вищевикладене, можна зазначити, що всі завдання роботи виконані і мета дослідження досягнута.

ВИСНОВКИ

У дисертаційній роботі на основі теоретичних, натурних та прикладних досліджень поглиблено розуміння щодо небезпеки забруднення атмосферного повітря пересувними джерелами викидів у сельбищних зонах міст і удосконалено методичні підходи до ймовірнісної оцінки впливу на здоров'я населення забруднення атмосферного повітря викидами автомобільного транспорту.

1. Встановлено, що за даними натурних вимірювань, виконаних у межах сельбищних зон у Дарницькому та Дніпровському районах м. Києва, максимальні концентрації у приземному шарі атмосферного повітря для ряду речовин перевищували існуючі гігієнічні нормативи ($GDK_{м.р.}$): у 2012 р. оксиду вуглецю – у 1,7 рази (0,12 – 8,58 mg/m^3); у 2014 р. сірки діоксиду – у 2,9 рази (0,0003 – 1,460 mg/m^3), азоту діоксиду – у 2,8 рази (0,004 – 0,576 mg/m^3), неметанових вуглеводнів – у 2,8 рази (0,003 – 2,810 mg/m^3), оксиду вуглецю – у 1,2 рази (0,030 – 6,093 mg/m^3).

2. Виявлено достовірний кореляційний зв'язок між концентраціями азоту діоксиду, оксиду вуглецю, PM_{10} , $PM_{2,5}$ і PM_1 та показниками, що описували величину та структуру транспортного потоку, характеристики доріг території дослідження, категорії землекористування, відносний індекс рослинності та метеорологічні параметри (відносна вологість, швидкість вітру).

3. Обґрунтовано доцільність застосування регресійних моделей та моделей розсіювання концентрацій забруднюючих речовин у приземному шарі атмосферного повітря (на прикладі ISC-AERMOD View v. 9.3, Lakes Environmental) для вирішення завдання кількісної оцінки експозиції населення забрудненням, обумовленої автотранспортом. Запропоновано спосіб прогнозування забруднення атмосферного повітря викидами автомобільного транспорту. Описано моделі прогнозування концентрацій забруднюючих речовин, на основі методу множинної лінійної регресії, які

характеризувалися високим ступенем достовірності ($p < 0,001$): $R^2 = 0,90$ для NO_2 , $R^2 = 0,77$ для CO , $R^2 = 0,59$ для PM_{10} , $R^2 = 0,79$ для $\text{PM}_{2,5}$ і $R^2 = 0,81$ для PM_1 .

4. Розраховано усереднені 1-, 24-годинні та річні концентрації азоту діоксиду, оксиду вуглецю, сірки діоксиду, неметанових вуглеводнів, зважених часток PM_{10} і формальдегіду, обумовлені викидами автомобілів у межах Дарницького та Дніпровського районів м. Київ. Встановлено зниження усереднених 1-, 24-годинних концентрацій азоту діоксиду до фонових рівнів на відстані 450–500 м від автодороги з середньою інтенсивністю руху, а для усереднених річних значень – починаючи з 200 м; різке зниження усереднених 1- та 24-годинних концентрацій оксиду вуглецю відмічено на відстані 200 м від проїзної частини, а річні концентрації сягали фонового рівня на відстані 300 м.

5. Визначено рівні неканцерогенного ризику (HQ) та підготовлено відповідні карти ризиків. Виявлено перевищення допустимого рівня коефіцієнту небезпеки ($\text{HQ}_{\text{acute}} > 1$) за умови гострого впливу PM_{10} ($\text{HQ}_{\text{acute}} = 1,10 - 1,36$); при хронічному впливі ($\text{HQ}_{\text{chronic}}$) – для неметанових вуглеводнів (1,01 – 3,18), азоту діоксиду (1,10 – 2,07), PM_{10} (1,07 – 1,27).

6. Показано формування зон підвищеного аерогенного ризику ($\text{HI}_{\text{max}} = 5,43$), обумовлених пріоритетним забрудненням повітря азоту діоксидом, неметановими вуглеводнями та PM_{10} , що свідчить про ймовірність зростання патологічних станів органів дихання у 1,5 – 5,4 рази.

7. Доведено, що для оцінки впливу пересувних джерел забруднення необхідно враховувати специфіку автомобільного транспорту як джерела викидів та особливості розсіювання забруднення у сельбищних зонах на етапі оцінки експозиції. Запропоновано відповідний алгоритм вирішення завдання кількісної оцінки впливу та мінімізації ризиків, що ґрунтується на методології оцінки ризику, і доповнюється розширеним етапом оцінки експозиції за рахунок застосування методів моделювання забруднення.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ДЖЕРЕЛ

1. World Urbanization Prospects. The 2014 Revision. Highlights [Електронний ресурс] / United Nations – Available from : <http://esa.un.org/unpd/wup/Highlights/WUP2014-Highlights.pdf>.
2. Health and the environment: addressing the health impact of air pollution [Електронний ресурс] / WHA68.8. – 2015. – Available from : http://apps.who.int/gb/ebwha/pdf_files/WHA68/A68_ACONF2Rev1-en.pdf.
3. Health effects of traffic-related air pollution / ed. by M.Krzyzanowski, B. Kuna-Dibbert, & J. Schneider. – Denmark : WHO, 2005. – 190 p.
4. Ambient air pollution: A global assessment of exposure and burden of disease [Електронний ресурс] / WHO, 2016. – Available from : <http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/250141/1/9789241511353-eng.pdf?ua=1>.
5. From Amsterdam to Paris and beyond: THE PEP 2009-2020 [Електронний ресурс] / WHO. – 2014. – Available from : http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0009/247185/From-Amsterdam-to-Paris-and-beyond-Eng.pdf?ua=1
6. Україна в цифрах 2014: стат. зб. [Електронний ресурс] / Державна служба статистики України. – Режим доступу : https://ukrstat.org/uk/druk/publicat/kat_u/2015/zb/10/zb_2014_ukr.zip.
7. Черниченко О.І. Ще раз про роль автотранспорту в забрудненні атмосферного повітря / І.О. Черниченко, Я.В. Першогоуба, Л.С. Соверткова, Н.В. Баленко // Гігієна населених місць : зб. наук. пр. – К., 2010. – Вип. 55. – С. 150–157.
8. Бабій В.Ф. Нагальні проблеми впливу сучасного автотранспорту на довкілля / В.Ф. Бабій, В.М. Худова, О.Є. Кондратенко // Гігієна населених місць : зб. наук. пр. – К., 2011. – Вип. 58. – С. 53–60.

9. Traffic-related air pollution : A critical review of the literature on emissions, exposure, and health effects - Special report 17 / HEI Panel on the Health Effects of Traffic-Related Air Pollution. - 2010. - 386 p.
10. Jerret M. Modelling the intra-urban variability of ambient traffic pollution in Toronto, Canada / M. Jerret, M.A. Arain, P. Kanaroglou et al. // *J. Toxicol. Environ. Health A.* - 2007. - Vol. 70 (3-4). - P. 200-212.
11. Beckerman B. Correlation of nitrogen dioxide with other traffic pollutants near a major expressway / B. Beckerman, M. Jerrett, J.R. Brook et al. // *Atmos. Environ.* - 2008. - Vol. 42. - P. 275-290.
12. Шаврак Е.И. Корреляционно-регрессионный анализ влияния автотранспорта на состояние здоровья населения / Е.И. Шаврак, Т.С. Шапкина, Д.С. Шаврак // *Гигиена и санитария.* - 2009. - № 1. - С. 5-9.
13. Gauderman W.J. Childhood asthma and exposure to traffic and nitrogen dioxide / W.J. Gauderman, E. Avol, F. Lurmann et. al. // *Epidemiology.* - 2005. - № 16. - P. 737-743.
14. Lipfert F.W. Traffic density as a surrogate measure of environmental exposures in studies of air pollution health effects: Long-term mortality in a cohort of US veterans / F.W. Lipfert, R.E. Wyzga, J.D. Baty et al. // *Atmos. Environ.* - 2006. - Vol. 40. - P. 154-169.
15. Gehring U. Traffic-related air pollution and the development of asthma and allergies during the first 8 years of life / U. Gehring, A.H. Wijga, M. Brauer et al. // *Am. J. of Respir. Crit. Care Med.* - 2010. - Vol. 181. - P. 596-603.
16. Kunzli N. Public-health impact of outdoor and traffic related air pollution: a European assessment / N. Kunzli, R. Kaiser, S. Medina et al. // *Lancet.* - 2000. - Vol. 356, № 2932. - P. 795-801.
17. Pope C.A. Lung cancer, cardiopulmonary mortality and long-term exposure to fine particulate air pollution / C. A. Pope, R. T. Burnett, M. J. Thun et al. // *Journal of the American Medical Association.* - 2002. - № 287 (9). - P. 1132 - 1141.

18. Heinrich J. Traffic at residential address, respiratory health, and atopy in adults: the National German Health Survey 1998 / J. Heinrich, R. Topp, U. Gehring et al. // *Environmental Research Journal*. – 2005. – Vol. 98. – P. 240–9.

19. Лебедькова С.Е. Роль факторов окружающей среды промышленного города в формировании сердечно-сосудистой патологии у детей / С.Е. Лебедькова, В.В. Быстрых, О.А. Науменко и др. // *Гигиена и санитария*. – 1998-6. – №6. – С.33–35.

20. Adar S.D. Focused exposures to airborne traffic particles and heart rate variability in the elderly / S.D. Adar, D.R. Gold, B.A. Coull et al. // *Epidemiology*. – 2007. – Vol. 18. – P. 95–103.

21. Ruckerl R. Air pollution and inflammation (IL-6, CRP, fibrinogen) in myocardial infarction survivors / R. Ruckerl, S. Greven, P. Ljungman et al. // *Environ. Health Persp.* – 2007. – Vol. 115. – P. 1072–1080.

22. Вараксин А.Н. Воздействие выбросов автотранспорта на здоровье детей Екатеринбурга / А.Н. Вараксин, К.Л. Антонов, Е.Д. Константинова // *Гигиена и санитария*. – №5. – 2007. – С. 28–32.

23. Nordling E. Traffic-related air pollution and childhood respiratory symptoms, function and allergies / E. Nordling, N. Berglind, E. Melen et al. // *Epidemiology*. – 2008. – Vol.19. – P. 401–408.

24. Родионова Т.А. Гигиеническая оценка химического загрязнения атмосферного воздуха и его влияние на здоровье детского населения (на примере г. Ростова-на-Дону) : дис. ... канд. мед. наук : спец. «14.00.07 Гигиена» / Т.А. Родионова. – Київ, 2008. – 236 с.

25. Про охорону атмосферного повітря : Закон України від 16.10.1992 р. № 2707-XII // *Відомості Верховної Ради України*. – 1992. – № 50. – Ст. 678.

26. Про основні напрямки державної політики України в галузі охорони довкілля, використання природних ресурсів та забезпечення екологічної безпеки : Постанова Верховної Ради України від 5.03.1998 р. № 188/98-вр // *Відомості Верховної Ради України*. – 1998. – № 38–39. – Ст. 248.

27. Про заборону ввезення і реалізації на території України етилованого бензину та свинцевих добавок до бензину : Закон України від 15.11.2001 р. № 2786-III // Офіційний вісник України. – 2001. – №49. – Ст. 2170. – С. 3.

28. Директива 2008/50/ЄС Європейського парламенту та ради від 21.05.2008 р. Про якість атмосферного повітря та чистіше повітря для Європи // Офіційний вісник Європейського Союзу (UA). – 2008. – 11 червня. – 44 с.

29. Про Основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2020 року : Закон України від 21.12.2010 р. № 2818-VI // Відомості Верховної Ради України. – 2011. – № 26. – Ст. 218.

30. Про схвалення Транспортної стратегії України на період до 2020 року : Розпорядження Кабінету Міністрів України від 20.10.2010 р. № 2174-р. [Електронний ресурс]. – Режим доступу : <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/2174-2010-%D1%80>.

31. Про затвердження Національного плану дій з охорони навколишнього природного середовища на 2011-2015 роки : Розпорядження Кабінету Міністрів України від 25.05.2011 р. N 577-р // Урядовий кур'єр. – 2011. – № 135.

32. Про деякі питання ввезення на митну територію України та реєстрації транспортних засобів : Закон України від 6.07.2005 р. № 2739-IV // Офіційний вісник України. – 2005. – №30. – Ст. 1774. – С. 19.

33. Про затвердження Технічного регламенту щодо вимог до автомобільних бензинів, дизельного, суднових та котельних палив: Проект постанови Кабінету Міністрів України від 01.08.2013 № 927 [Електронний Ресурс] / Міністерство енергетики та вугільної промисловості України. – Режим доступу:http://mpe.kmu.gov.ua/fuel/control/uk/publish/article;jsessionid=9CC06417BB7E4F998ED40BCF97DD5132?art_id=225973&cat_id=35082

34. Протокол про стратегічну екологічну оцінку до Конвенції про оцінку впливу на навколишнє середовище у транскордонному контексті :

ратифіковано законом від 1.07.2015 р. № 562-VIII. [Електронний ресурс]. - Режим доступу : http://zakon3.rada.gov.ua/laws/show/995_b99

35. Основы оценки риска для здоровья населения при воздействии химических веществ, загрязняющих окружающую среду / Г.Г. Онищенко, С. М. Новиков, Ю. А. Рахманин и др.; НИИ ЭЧ и ГОС – М., 2002. - 408 с.

36. Рахманин Ю.А. Актуальные проблемы комплексной гигиенической характеристики факторов городской среды и их воздействие на здоровье населения / Ю.А. Рахманин, С.И. Иванов, С.М. Новиков и др. // Гигиена и санитария. – 2007. – № 5. – С. 5–7.

37. Оценка риска для здоровья населения от воздействия химических веществ, загрязняющих атмосферный воздух: инструкция 2.1.6.11-9-29-2004 / Министерство Здравоохранения Республики Беларусь : Постановление Главного государственного санитарного врача Республики Беларусь от 5.07.2004 г. № 63. – Минск, 2004. – 75 с.

38. Авалиани С.Л. Роль оценки долевого вклада выбросов предприятий, находящихся за пределами исследуемой территории города, в различные виды рисков здоровью населения / С.А.Авалиани, Б.А.Ревич, А.Л. Мишина. //Здоровье населения и среда обитания.– 2010. – № 11. – С. 41–43.

39. Турос О.І. Розробка наукових підходів до гігієнічної оцінки небезпеки від джерел забруднення атмосферного повітря на основі показників ризику : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня д-ра мед. наук : спец. 14.02.01 «Гігієна та професійна патологія» / О.І.Турос. — Київ, 2008. — 42 с.

40. Сердюк А.М. Оцінка ризику для здоров'я населення як інструмент управління при збалансованому розвитку територій / А.М. Сердюк, О.І. Турос // Природно-ресурсний потенціал збалансованого (сталого) розвитку України : матер. міжн. наук.-практ. конф. (19–20 квітня 2011 р., м. Київ). – К., 2011. – С. 21–23.

41. Першегуба Я.В. Гігієнічна оцінка комплексного (аерогенного і перорального) навантаження хімічних канцерогенів на населення великого

міста за критерієм ризику : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня кандидата мед. Наук : спец. „14.02.01 «Гігієна та професійна патологія» / Я.В. Першегуба. – К., 2010. — 20 с.

42. Петросян А.А. Оцінка ризику для здоров'я населення від забруднення атмосферного повітря викидами різних видів промислових підприємств : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня кандидата біол. Наук : спец. „14.02. 01 «Гігієна та професійна патологія» / А.А. Петросян. – К., 2010. – 22 с.

43. Caldwell J.C. Risk Assessment capacity building program in Zaporizhzhia Ukraine: Emissions inventory construction, ambient Modeling, and hazard results / J. C. Caldwell, A. Serdyuk, O. Turos, A. Petrosian et al. // *Journal of Environmental Protection*. – 2013. – №4. – P. 1476–1487.

44. Оцінка ризику для здоров'я населення від забруднення атмосферного повітря : методичні рекомендації. Наказ МОЗ від 13.04.2007 р. № 184/ МОЗ – К., 2007. – 28 с.

45. Критерии оценки риска для здоровья населения приоритетных химических веществ, загрязняющих окружающую среду : Методические рекомендации / С.М. Новиков, Ю. А. Рахманин, Н.Н. Филатов. – М. : Санэпидмедиа, 2003. – 56 с.

46. Сердюк А.М. Використання оцінки ризику для здоров'я населення в пілотному проекті Американської агенції з охорони довкілля щодо впровадження методології оцінки ризику в Україні / А. М. Сердюк, О. І. Турос, А. А. Петросян та інші. // Гігієна населених місць: зб. наук. праць. – К., 2006. – Вип. 48. – С. 39–43.

47. Durant J.L. Short-term variation in near-highway air pollutant gradients on a winter morning / J.L. Durant, C.A. Ash, E.C. Wood et. al. // *Atmos. Chem. Phys.* – 2010. – Vol. 10(2). – P. 5599–5626.

48. Franklin M. Predictors of intra-community variation in air quality / M. Franklin, H. Vora, E. Avol et al. // *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*. – 2012. – Vol. 22. – P. 135–147.

49. Антропов К.М. Методология описания загрязнения атмосферного воздуха Екатеринбурга диоксидом азота методом Land use regression / К.М. Антропов, А.Н. Вараксин // Гигиена и санитария. – 2013. – №2. – С. 102–105.
50. Patton A.P. Spatial and temporal differences in traffic-related air pollution in three urban neighborhoods near an interstate highway / A.P. Patton, J. Perkins, W. Zamore et al. / Atmos. Environ. – 2014. – Vol. 99. – P. 309–321.
51. Статистичний щорічник України. 2015: стат. зб. [Електронний ресурс] / Державна служба статистики України. – Режим доступу : https://ukrstat.org/uk/druk/publicat/kat_u/2015/zb/10/zb_2015_ukr.zip
52. Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIHAAP project : technical report / WHO Regional Office for Europe. – Copenhagen, 2013. – 302 p.
53. Хартия по транспорту, окружающей среде и охране здоровья. EUR/ICP/ENCO 02 02 05/9 Rev.4 [Электронный ресурс] / Европейское региональное бюро ВОЗ. – Копенгаген, 1999. – Режим доступа : http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0006/88575/E69044.pdf
54. Health Effects and Risks of Transport Systems: the HEARTS project / World Health Organization Regional Office for Europe. – Copenhagen, 2006. – 97 p.
55. Amsterdam Declaration. Making THE Link: Transport choices for our health, environment and prosperity : Third High-level Meeting on Transport, Health and Environment (Amsterdam, 22–23 Jan. 2009) [Electronic resource] / Regional Office for Europe WHO, UNECE, 2009. – Available fom : http://www.unece.org/fileadmin/DAM/thepep/en/hlm/documents/2009/Amsterdam_Declaration_ENG.pdf
56. Парижская декларация : 4-е совещание высокого уровня по вопросам транспорта, окружающей среды и охраны здоровья [Электронный ресурс] / ВОЗ, ЕЭК. – Париж, 2014. – Режим доступа :

https://www.unece.org/fileadmin/DAM/thepep/documents/D%C3%A9claration_de_Paris_RU.pdf

57. Transport related health impacts and their costs and benefits with particular focus on children. Development of a “Toolbox” for action on transport, environment and health [Electronic resource] : High-level meeting on environment and health. The PEP Steering Committee (Fourth session, 10-11 April 2006, agenda item 4.A (c)) / Economic and Social Council. – Available from : http://www.thepep.org/documents/2006/ece/ac_21/ECE.AC.21.2006.5-toolbox.pdf

58. Making the link – transport choices for our health, environment and prosperity: The PEP. Transport, health and environment. Pan-European Programme [Electronic resource] / UNECE. – Available from : <http://www.thepep.org>

59. Эстафета ОПТОСОЗ. Доклад рабочего совещания на тему «Сотрудничество для развития сбалансированного и здорового городского транспорта» (Киев, июнь 2011 года) [Электронный Ресурс] : Совещание высокого уровня по транспорту, окружающей среде и охране здоровья. Девятая сессия (16–17 ноября 2011 года Пункт 7 b, Женева, Швейцария) / Экономический и Социальный Совет ООН. – Режим доступа : <http://www.unece.org/fileadmin/DAM/thepep/documents/2011/ECE-AC21-SC-2011-4r.pdf>

60. Health economic assessment tool (HEAT) for cycling and walking. Methodology and user guide. Economic assessment of transport infrastructure and policies. 2014 Update [Electronic resource] / WHO. – Available from : http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0010/256168/ECONOMIC-ASSESSMENT-OF-TRANSPORT-INFRASTRUCTURE-AND-POLICIES.pdf

61. Signs and signals for cyclists and pedestrians [Electronic resource] / THE PEP. WHO. – 2014. – Available from : <https://www.unece.org/index.php?id=37274>

62. Разработка национальных планов действий в области транспорта, охраны здоровья и окружающей

среды [Электронный ресурс] / ВООЗ. – 2016. – Режим доступа : http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0010/319816/Developing-national-action-plans-transport-health-environment-ru.pdf

63. Cycling and green jobs. Riding towards the green economy : Key findings of the forthcoming joint report by UNEP, WHO, UNECE [Electronic resource] / WHO. – Denmark, 2016. – Available from: http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0015/311901/Cycling-and-green-jobs-ru.pdf?ua=1

64. Открыть новые возможности Рабочие места в секторе экологически чистого и здорового транспорта [Электронный ресурс] / ВООЗ. – 2014. – Режим доступа : http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0010/247177/Unlocking-new-opportunities-jobs-in-green-and-health-transport-Rus.pdf?ua=1

65. Глобальні цілі сталого розвитку [Електронний ресурс] / Представництво ООН в Україні. – Режим доступу : [http://www.un.org.ua/images/documents/3615/%D1%86%D1%96%D0%BB%D1%96_web\(2\).pdf](http://www.un.org.ua/images/documents/3615/%D1%86%D1%96%D0%BB%D1%96_web(2).pdf)

66. Commission Regulation (EC) № 692/2008 of 18 July 2008 implementing and amending Regulation (EC) No 715/2007 of the European Parliament and of the Council on type-approval of motor vehicles with respect to emissions from light passenger and commercial vehicles (Euro 5 and Euro 6) and on access to vehicle repair and maintenance information [Electronic resource]. – Mode of access: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/en/ALL/?uri=CELEX:32008R0692>

67. ACEA Position Paper. Reducing CO₂ Emissions from Passenger Cars and Light Commercial V Post-2020 [Electronic resource] / ACEA. – 2016. – Mode of access: http://www.acea.be/uploads/publications/ACEA_Position_Paper_Reducing_CO2_Emissions_from_Passenger_Cars_and_Light_Commercial_Vehicles_Post-2020.pdf

68. ESCAPE –European Study of Cohorts for Air Pollution Effects [Electronic resource] / European Commission project. – Mode of access : <http://www.escapeproject.eu/>

69. Про основні напрямки державної політики України в галузі охорони довкілля, використання природних ресурсів та забезпечення екологічної безпеки : Гостанова Верховної Ради України від 5.03.1998 р. № 188/98-вр // Відомості Верховної Ради України. – 1998. – № 38–39. – Ст. 248.

70. Про приєднання України до Угоди про прийняття єдиних технічних приписів для колісних транспортних засобів, предметів обладнання та частин, які можуть бути встановлені та/або використані на колісних транспортних засобах, і про умови взаємного визнання офіційних затверджень, виданих на основі цих приписів, 1958 року з поправками 1995 року: Закон України від 10.02.2000 р. №1448-III // Офіційний вісник України. – 2000. – №7. – С. 39.

71. Угода про прийняття єдиних умов періодичних технічних оглядів колісних транспортних засобів і про взаємне визнання таких оглядів : затверджено Указом Президента N 159/2006 від 28.02.2006 // Офіційний вісник України. – 2007. – №19. – Ст. 779. – С.58.

72. Про деякі питання ввезення на митну територію України та реєстрації транспортних засобів : закон України від 6.07. 2005 р. № 2739-IV // Офіційний вісник України. – 2005. – №30.– Ст. 1774. – С. 19.

73. Протокол про стратегічну екологічну оцінку до Конвенції про оцінку впливу на навколишнє середовище у транскордонному контексті : ратифіковано законом від 1 липня 2015 року № 562-VIII. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://zakon3.rada.gov.ua/laws/show/995_b99

74. Про затвердження Галузевої програми енергозбереження та впровадження альтернативних видів палива на транспорті на 2006-2010 роки: Наказ Міністерства Транспорту та Зв'язку України від 09.02. 2006 р. № 114 [Електронний Ресурс]. – Режим доступу : http://www.mtu.gov.ua/article/show/article_id/11556/highlight

75. Галузеві програма підвищення енергоефективності та програма зменшення споживання енергоресурсів бюджетними установами шляхом їх раціонального використання у сферах транспорту та зв'язку на 2010–2014 рр. : Рішення Колегії Мінтрансзв'язку від 17. 09. 2009 р. № 18 [Електронний Ресурс]. – Режим доступу : http://www.mtu.gov.ua/uk/energo_programm/12469.html

76. Директива 98/70/ЄС Європейського Парламенту та Ради від 13.10.1998 р. щодо якості бензину та дизельного палива та внесення змін до Директиви Ради 93/12/ЄЕС [Електронний ресурс]. – Mode of access : http://europeanlawgroup.com.ua/storage/npa/sered/atmosfer/ES/70_1.pdf

77. Директива Ради 1999/32/ЄС від 26.04.1999 р. щодо зменшення вмісту сірки у певних видах рідкого палива та яка вносить зміни до Директиви 93/12/ЄЕС [Електронний ресурс]. – Mode of access : http://eueaenergyagency.org/userfiles/file/Directive%201999_32_ЄС_unofficial%20translation.pdf

78. Про затвердження Технічного регламенту щодо вимог до автомобільних бензинів, дизельного, суднових та котельних палив: Проект постанови Кабінету Міністрів України [Електронний Ресурс] / Міністерство енергетики та вугільної промисловості України. – Режим доступу : http://mpe.kmu.gov.ua/fuel/control/uk/publish/article;jsessionid=9CC06417BB7E4F998ED40BCF97DD5132?art_id=225973&cat_id=35082

79. Бензини автомобільні підвищеної якості. Технічні умови : ДСТУ 4839:2007. – [Чинний від 2007-10-03]. – К. : Держстандарт України, 2007. – 18 с.

80. Паливо дизельне підвищеної якості. Технічні умови : ДСТУ 4840:2007. – [Чинний від 2007-10-03]. – К. : Держстандарт України, 2007. – 17 с.

81. Joint communication to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the regions [Electronic resource] : Eastern Partnership: A Roadmap to the autumn 2013

Summit (Brussels, 15.5.2012) // European Commission. – Mode of access : http://ec.europa.eu/world/enp/docs/2012_enp_pack/e_pship_roadmap_en.pdf

82. Reducing transport greenhouse gas emissions. Trends and data 2010 [Electronic resource] / International Transport Forum. – Mode of access: <http://www.internationaltransportforum.org/Pub/pdf/10GHGTrends.pdf>

83. Статистичний щорічник України за 2014 рік : стат. зб. / за ред. І. М. Жук [Електронний ресурс] // Державна служба статистики України. – К., 2015. – Режим доступу: https://ukrstat.org/uk/druk/publicat/kat_u/publ1_u.htm

84. Україна в цифрах 2015 : стат. зб. / за ред. І. М. Жук // Державна служба статистики України. – К., 2016. – Режим доступу : https://ukrstat.org/uk/druk/publicat/kat_u/publ1_u.htm

85. Екологія та автомобільний транспорт : навч. посібник / Ю.Ф. Гутаревич [та ін]. – К. : Арістей, 2006. – 292 с.

86. Пляцук Л.Д. Оцінка викидів шкідливих речовин від автомобільних транспортних засобів / Л.Д. Пляцук, Р.А. Васькін, В.О. Соляник та ін. // Екологічна безпека. – 2/2011(12). – Кременчуг: КрНУ, 2011. – С. 116-118.

87. Экология города: учеб. пособ. / В. В. Денисов [и др.] – М. : ИКЦ МарТ, 2008. – 832 с.

88. Москаленко Е.В. Городской пассажирский транспорт: проблемы и решения / Е.В. Москаленко // Транспорт РФ. – 2006. – №7. – С.50–53.

89. Miller K.A. Long-term exposure to air pollution and incidence of cardiovascular events in women / K.A. Miller, D.S. Siscovick, L. Sheppard et al. // The New England Journal of Medicine. – 2007. – Vol. 356. – P. 447–458.

90. Schwartz J. Traffic-related pollution and heart rate variability in a panel of elderly subjects / J. Schwartz, A. Litonjua, H. Suh et al. // Thorax. – 2005. – Vol. 60. – P. 455–461.

91. Hoek G. Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: a cohort study / G. Hoek, B. Brunekreef, S. Goldbohm // Lancet. – 2002. – Vol. 360(9341). – P.1203–1209.

92. Peters A. Exposure to traffic and the onset of myocardial infarction / A. Peters, S. von Klot, M. Heier et. al. // The New England Journal of Medicine. – 2004. – № 351. – P. 1861–70.

93. Pope C.A. Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect / C.A. Pope, D.W. Dockery // J. Air Waste Manag. Assoc. – 2006. – Vol. 56. – P. 709–42.

94. Dockery D.W. An association between air pollution and mortality in six U.S. cities / D.W. Dockery, C.A. Pope, X. Xu // New England Journal of Medicine. – 1993. – Vol. 329. – P. 1753–9.

95. Chuang K. Effects of particle size fractions on reducing heart rate variability in cardiac and hypertensive patients / K. Chuang, C. Chan, N. Chen et al. // Environ. Health Persp. – 2005. – Vol. 113. – P. 1693–1697.

96. Health risks of particulate matter from long-range transboundary air pollution / WHO European Centre for Environment and Health – Bonn Office. – Denmark, 2006. – 99 p.

97. Филатов Н.Н. Заболеваемость как критерий оценки влияния автотранспорта на здоровье населения Москвы / Н.Н. Филатов, О.И. Аксенова, И.Ф. Волкова и др. // Гигиена и санитария. – 1998. – №5. – С. 3–5.

98. Антонов К.Л. Влияние выбросов автотранспорта на здоровье детей промышленного центра / К.Л. Антонов, Е.Д. Константинова, А.Н. Вараксин // Современные проблемы гигиены города, методология и пути решения : материалы пленума научного совета по экологии человека и гигиене окружающей среды РАМН и Минздравсоцразвития РФ, 21–22 декабря 2006 г. – М., 2006. – С. 24–26.

99. Иваненко А.В. Выбросы автотранспорта, качество атмосферного воздуха и здоровье населения города Москва / А.В. Иваненко, И.Ф. Волкова, А.П. Корниенко // Современные проблемы гигиены города, методология и пути решения : материалы пленума научного совета по экологии человека и

гигиене окружающей среды РАМН и Минздравсоцразвития РФ (21–22 декабря 2006 г., г. Москва, РФ). – М., 2006. – С. 127–129.

100. Гутникова Е.А. Влияние качества атмосферного воздуха на здоровье детского населения / Е.А. Гутникова, Д.С. Шувала // Проблемы развития территории. – 2007. – № 40. – С.80–87.

101. Janssen N.A. The relationship between air pollution from heavy traffic and allergic sensitization, bronchial hyperresponsiveness, and respiratory symptoms in Dutch schoolchildren / N.A. Janssen, B. Brunekreef, P. Van Vliet et al. // *Environ. Health Perspect.* – 2003. – Vol. 111(12). – P. 1512–1518.

102. Hirsch T. Inner city air pollution and respiratory health and atopy in children / T. Hirsch, S.K. Weiland, E. von Mutus et al. // *European Respiratory Journal.* – 1999. – Vol. 14. – P. 669–677.

103. Pershagen G. Air pollution involving nitrogen dioxide exposure and wheezing bronchitis in children / G. Pershagen // *International Journal of Epidemiology.* – 1995. – Vol. 24. – P. 1147–1153.

104. Buckeridge D.L. Effect of motor vehicle emissions on respiratory health in an urban area / D.L. Buckeridge et al. // *Environ. Health Persp.* – 2002. – Vol. 110(3). – P. 293–300.

105. Германович Ф.А. Практика применения процедуры оценки риска в г. Минске / Ф.А. Германович, П.А. Амвросьев, И.А. Просвирякова // Современные проблемы гигиены города, методология и пути решения : материалы пленума научного совета по экологии человека и гигиене окружающей среды РАМН и Минздравсоцразвития РФ (21–22 декабря 2006 г., г. Москва, РФ). – М., 2006. – С. 74–76.

106. Авалиани С.А. Оценка вклада выбросов автотранспорта в интегральную характеристику риска загрязнений воздушной среды / С.Л. Авалиани, К.А. Буштуева, И.М. Андрианова, Л.А. Безпалько // Гигиена и санитария. – 2002. – № 6. – С. 21–25.

107. Nyberg F. Urban air pollution and lung cancer in Stockholm / F. Nyberg, P. Gustavsson, L. Järup et al. // *Epidemiology*. – 2000. – Vol.11. – P. 487–495.

108. Nafstad P. Lung cancer and air pollution: a 27 year follow up of 16 209 Norwegian men / P. Nafstad, L. L. Håheim, B. Oftedal et al. // *Thorax*. – 2003. – Vol. 58(12). – P. 1071–1076.

109. Feychting M. Exposure to motor vehicle exhaust and childhood cancer / M. Feychting, D. Svensson, A. Ahlbom // *Scandinavian Journal of Work, Environment and Health*. – 1998. – Vol. 24. – P. 8–11.

110. Руководство по оценке риска для здоровья населения при воздействии химических веществ, загрязняющих окружающую среду. – М. : Федеральный центр Госсанэпиднадзора Минздрава России, 2004.– 143 с.

111. Методичні рекомендації з оцінки ризику для здоров'я населення від забруднення атмосферного повітря викидами промислових джерел / А. М. Сердюк, О. І. Турос, О. М. Картавцев та інш. – Київ, 2005. – 38 с.

112. Human Health Risk Assessment Protocol for Hazardous Waste Combustion Facilities / U. S. Environmental Protection Agency ; Multimedia Planning and Permitting Division Office of Solid Waste Centre for Combustion Science and Engineering. – Washington, 2005. – P. 5–52.

113. Хрипач Л.В. Апробация системы биохимических и иммунологических показателей состояния здоровья населения у обследованных жителей Москвы, подвергающихся воздействию загрязнений атмосферного воздуха / Л.В. Хрипач, С.М. Новиков, И.Е. Зыкова и др. // *Гигиена и санитария*. – 2012. – №5. – С. 30–34.

114. Пизов А.В. Влияние загрязнения атмосферного воздуха на здоровье населения г. Ярославль (на примере развития инсультов) / А.В. Пизов, С.Д. Прозоровская, Н.В. Пизова // *Формирование и реализация экологической политики на региональном уровне : матер. VI Всерос. конф. с междунар. уч. (24-25 октября 2013 г., г. Ярославль, РФ)*. – Ярославль, 2013. – С. 86–90.

115. Brunekreef B. Air pollution and health / B. Brunekreef, S.T. Holgate // *Lancet*. - 2002. - Vol. 360(9341). - P. 1233–1242.
116. Zanobetti A. Airborne particles are a risk factor for hospital admissions for heart and lung disease / A. Zanobetti, J. Schwartz, D.W. Dockery // *Environ. Health Persp.* - 2000. - Vol. 108(11). - P. 1071–1077.
117. Hewitt C.N. Spatial variations in nitrogen-dioxide concentrations in an urban area / C.N. Hewitt // *Atmos. Environ. : Part B-Urban Atmosphere*. - 1991. - Vol. 25. - P. 429–434.
118. Zhu Y.F. Study of ultrafine particles near a major highway with heavy-duty diesel traffic / Y.F. Zhu, W.C. Hinds, S. Kim et al. // *Atmos. Environ.* - 2002. - Vol. 36. - P. 4323–4335.
119. Briggs D.J. The use of GIS to evaluate traffic-related pollution / D.J. Briggs // *Occupational and Environmental Medicine*. - 2007. - Vol. 64. - P. 1–2.
120. Heinrich J. Exposure to traffic related air pollutants: Self reported traffic intensity versus GIS modelled exposure / J. Heinrich, U. Gehring, J. Cyrus et al. // *Occupational and Environmental Medicine*. - 2005. - Vol. 62. - P. 517–523.
121. Wong D.W. Comparison of spatial interpolation methods for the estimation of air quality data / D.W. Wong, L. Yuan, S.A. Perlin // *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*. - 2004. - Vol. 14. - P. 404–415.
122. Світличний О.О. Основи геоінформатики : навч. посіб. / О. Світличний, С. Плотницький. - Суми, 2006. - 296 с.
123. Brauer M. Estimating long-term average particulate air pollution concentrations: Application of traffic indicators and geographic information systems / M. Brauer, G. Hoek, P. van Vliet et al. // *Epidemiology*. - 2003. - Vol. 14. - P. 228–239.

124. Jerret M. A review and evaluation of intra-urban air pollution exposure models / M. Jerrett, A. Arain, P. Kanaroglou et al. // *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*. – 2005a. – Vol. 15. – P. 185-204.
125. Ross Z. A land use regression for predicting fine particulate matter concentrations in the New York City region / Z. Ross, M. Jerrett, K. Ito et al. // *Atmospheric Environment*. – 2007. – Vol. 41. – P. 2255–2269.
126. Moore D.K. A land use regression model for predicting ambient fine particulate matter across Los Angeles / D.K. Moore, M. Jerrett, W.J. Mack et al. // *Journal of Environmental Monitoring*. – 2007. – Vol. 9. – P. 246–252.
127. Briggs D.J. A regression-based method for mapping traffic-related air pollution: Application and testing in four contrasting urban environments / D.J. Briggs, C. de Hoogh, J. Gulliver et al. // *Sci. Total Environ.* – 2000. – Vol. 253. – P. 151–167.
128. Gifford J. F. An outline of theories of diffusion in the lower layers of the atmosphere / J. F. Gifford // *Meteorology and Atomic Energy - 1968* / Ed. by D.H. Slade; Atomic Energy Commission U.S. - 1968. – P. 66–116.
129. Pasquill F. The estimation of the dispersion of windborne material / F. Pasquill // *Meteorological Magazine*. – 1961. – Vol. 90. – P. 33–49.
130. Turner D.B. Workbook of atmospheric dispersion estimates / D.B. Turner / U.S. Environmental Protection Agency; Office of Air Programs. - Research Triangle Park, NC. - 1970. - 86 p.
131. Benson P. CALINE4 – A dispersion model for predicting air pollutant concentrations near roadways : Report No. FHWA/CA/TL-84/15 / P. Benson. – Sacramento, California, 1989. - 204 p.
132. Cimorelli A.J. AERMOD: Description of model formulation / Cimorelli A.J., Perry S.G., Venkatram A. et al. // EPA-454/R-03-004. – US EPA, 2004. – 91 p. – Mode of access : http://www.epa.gov/scram001/7thconf/aermod/aermod_mfd.pdf
133. Hrubá F. Childhood respiratory symptoms, hospital admissions, and long-term exposure to airborne particulate matter / F. Hrubá, E. Fabiánová,

K. Koppová et al. // Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology. – 2001. – Vol. 11. – P. 33-40.

134. Bellander T. Using geographic information systems to assess individual historical exposure to air pollution from traffic and house heating in Stockholm / T. Bellander, N. Berglind, P. Gustavsson et al. // Environmental Health Perspectives. – 2001. – Vol. 109. – P. 633–639.

135. McConnell R. Traffic, susceptibility, and childhood asthma / R. McConnell, K. Berhane, L. Yao et al. // Environ. Health Persp. – 2006. – Vol. 114. – P. 766–772.

136. Gauderman W.J. Effect of exposure to traffic on lung development from 10 to 18 years of age: A cohort study / W.J Gauderman, H. Vora, R. McConnell et al. // Lancet. – 2007. – Vol. 369. – P. 571–577.

137. Bartonova A. Air pollution exposure monitoring and estimation Part V. Traffic exposure in adults / A. Bartonova, J. Clench-Aas, F. Gram et al. // Journal of Environmental Monitoring. – 1999. – Vol. 1. – P. 337–340.

138. Гранично допустимі концентрації хімічних і біологічних чинників в атмосферному повітрі населених місць”, затверджені т.в.о. Головного державного санітарного лікаря України від 03.03.2015 року.

139. Air quality guidelines – global update 2005 / WHO Regional Office for Europe. – Copenhagen, 2006. – 484 p.

140. Geofabrik downloads [Electronic resource] / Geofabrik. - Available from : <http://download.geofabrik.de/europe/>

141. Про автомобільні дороги : Закон України від 8.09.2005 року № 2862-IV // Відомості Верховної Ради України. – 2005. – № 51. – Ст. 556.

142. Landsat-TM image data : LT51810252011197KIS02_NATURAL COLOUR.jpg [Electronic resource] / USGS. EarthExplorer data set : Landsat archive. - Available from : <http://earthexplorer.usgs.gov/>

143. Weiner J. Measuring Vegetation (NDVI & EVI) [Electronic resource] / J. Weier, D. Herring // NASA. - 2000. - Available from : <http://earthobservatory.nasa.gov/Features/MeasuringVegetation/>

144. Копій Л.В. Використання супутникових знімків LANDSAT-TM та LANDSAT-ETM для оптимізації лісистості порушення ландшафтів Яворівського району / Л.І. Копій, О.Г. Часковський, С.Л. Копій // Науковий вісник НЛТУ України : зб. наук. - тех. праць. - Вип. 16.2. - 2006. - С. 11-17.

145. Shuttle Radar Mission Topography data : SRTM N50E030.hgt.zip [Electronic resource] / USGS. SRTM Data Archive. - Available from : <http://dds.cr.usgs.gov/srtm/version1/Eurasia/>

146. Lebreton E. Small area variations in ambient NO₂ concentrations in four European areas / E. Lebreton, D. Briggs, H. van Reeuwijk et al. // Atmos. Environ. – 2000. – Vol. 34. – P. 177-185.

147. Оценка загрязнения атмосферного воздуха автомобильным транспортом с использованием УПРЗА «Эколог» с модулями «Средние» и «Риски» и интернет-сервиса «Яндекс.Пробки» / Роспотребнадзор. - 2011. - Режим доступа : <http://71.rospotrebnadzor.ru/documents/10156/992bd21d-a781-42e7-ae5d-c8604dc95ccc>

148. Методика определения выбросов вредных (загрязняющих) веществ в атмосферный воздух от автотранспортных потоков, движущихся по автомагистралям Санкт-Петербурга. - [Действующая от 2012-17-02]. – СПб : Комитет по природопользованию, охране окружающей среды и обеспечению экологической безопасности, 2012. – 9 с.

149. Чепиков Н.А. Совершенствование системы социально-гигиенического мониторинга региона с использованием геоинформационных технологий / Н.А. Чепиков // Ученые записки. Электронный научный журнал Курского государственного университета. – 2011. – № 4(20) Ч.1. – Режим доступа : <http://scientifinotes.ru/pdf/022-004.pdf>

150. Расчетная инструкция (методика) по инвентаризации выбросов загрязняющих веществ от автотранспортных средств на территории крупнейших городов. – [Действующая от 2006-17-11]. – Москва : Министерство транспорта РФ, 2008. — 40 с.

151. Comparison of ASPEN modeling system results to monitored

Concentrations / US EPA. - Mode of access :
http://www.epa.gov/ttn/atw/nata/mtom_pre.html

152. Lupo Ph. J. A Comparative analysis of modeled and monitored ambient hazardous air pollutants in Texas: A novel approach using concordance correlation / Ph. J. Lupo & Symanski E. // *J. Air Waste Manag. Assoc.* – 2009. – Vol. 59 (11). – P. 1278–1286.

153. Payne-Sturgas D.C. Personal exposure meets risk assessment: A comparison of measured and modeled exposures and risks in an urban community / D.C. Payne-Sturgas, T.A. Burke, P. Breyse et al. // *Environ. Health Persp.* – 2001. – Vol. 112 (5). – P. 589–598.

154. Venn A.J. Living near a main road and the risk of wheezing illness in children / A.J. Venn, S.A. Lewis, M. Cooper M et al. // *Am. J. Respir. Crit. Care Med.* – 2001. – Vol. 164(12). – P. 2177–2180.

155. Braun-Fahrländer Ch. Air pollution and respiratory symptoms in preschool children. American Review of Respiratory Disease. OSHA technical manual [Electronic Resource] / Ch. Braun-Fahrländer, U. Ackermann-Liebrich, J. Schwartz et. al. // Occupational Safety and Health Administration – 1992. – № 145. – P. 42–47. – Available from :
http://www.osha.gov/dts/osta/otm/otm_iii/otm_iii_2.html

156. Sharma N. Vehicular pollution prediction modelling: A review of highway dispersion models / N. Sharma, K. K. Chaudhry, C.Rao // *Transport Reviews.* - 2004. - Vol. 24. - P. 409- 435.

157. Gilbert N. L. Assessing spatial variability of ambient nitrogen dioxide in Montreal, Canada, with a land-use regression model / N.L. Gilbert, M.S. Goldberg, B. Beckerman et al. // *J. Air Waste Manag. Assoc.* – 2005. – Vol. 55. – P. 1059–1063.

158. Cyrus J. GIS-based estimation of exposure to particulate matter and NO₂ in an urban area: stochastic versus dispersion modeling / J. Cyrus, M. Hochadel, U. Gehring et al. // *Environ. Health Persp.* – 2005. – Vol. 113. – P. 987–992.

159. Guidance on the use of models for the European Air Quality : ETC/ACC report [Electronic resource] / ed. by B. Denby. – 2010. – Available from : <https://www.eea.europa.eu/highlights/using-models-for-air-quality>

160. Волкодаева В.М. Научно-методические основы оценки воздействия автотранспорта на атмосферный воздух : автореф. дис. на соискание уч. степени доктора тех. наук : спец. «25.00.36. (Геоэкология по техническим наукам)» / В.М. Волкодаева – Санкт-Петербург, 2009. – 40 с.

161. Barton C.A. A site-specific screening comparison of modeled and monitored air dispersion and deposition for perflurooctanoate / C.A. Barton, C.J. Zarzecki, M.H. Rusell // *J. Air Waste Manag. Assoc.* – 2010. – Vol. 60 (4). – P. 402–411.

162. Zhu Y.F. Comparison of daytime and nighttime concentration profiles and size distributions of ultrafine particles near a major highway / Y. F. Zhu, T. Kuhn, P. Mayo, W.C. Hinds // *Environ. Sci. Technol.* – 2006. – Vol. 40. – P. 2531–2536.

163. Hitchins J. Concentrations of submicrometre particles from vehicle emissions near a major road / J. Hitchins, L. Morawska, R. Wolff et al. // *Atmospheric Environment.* – 2000. – Vol. 34. – P. 51–59.

164. Gilbert N.L. Ambient nitrogen dioxide and distance from a major highway / N.L. Gilbert, S. Woodhouse, D.M. Stie et al. // *Science of the Total Environment.* – 2003. – Vol. 312. – P. 43–46.

165. Guidelines for Exposure Assessment / Environmental Protection Agency. – Washington, 1992. – 139 p.

166. McConnell R. Asthma in exercising children exposed to ozone: a cohort study / R. McConnell, K. Berhane, F. Gilliland et. al. // *Lancet.* – 2002. – Vol. 359. – P. 386–391.

167. Forsberg B. Prevalence of respiratory and hyperreactivity symptoms in relation to levels of criteria air pollutants in Sweden / B. Forsberg, N. Stjernberg, S. Wall et al. // *Eur. J. Public Health.* – 2007. – Vol. 7. – P. 291–296.

168. English P. Examining associations between childhood asthma and traffic flow using a geographic informationsystem / P. English, R. Neutra , R. Scaif et al. // Environ. Health Persp. – 1999. – Vol. 107. – P. 761– 767.

169. Spira-Cohen A. Personal exposures to traffic-related air pollution and acute respiratory health among Bronx schoolchildren with asthma / A. Spira-Cohen, L. C. Chen, M. Kendall et al. // Environ. Health Persp. – 2011. – Vol. 119. – P. 559– 565.

170. Малоног К. П. Гігієнічна оцінка ризику для здоров'я населення від забруднення атмосферного повітря міста з розвинутою хімічною промисловістю : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук: спец. 14.02.01 «Гігієна» / К. П. Малоног. – К., 2007. – 20 с.

171. Бабій В. Ф. Канцерогенний ризик забруднення навколишнього середовища пріоритетними хімічними сполуками та заходи первинної профілактики: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня д-ра мед. наук: спец. 14.02.01 «Гігієна» / В. Ф. Бабій. – К., 2004. – 42 с.

172. Онищенко Г.Г. Социально-гигиенический мониторинг в Российской Федерации: проблемы и задачи / Г.Г. Онищенко // Гигиена и санитария. – 2006. - № 6. – С. 3–7.

173. Климчук Н. А. Методические подходы к оценке риска загрязнения окружающей среды для здоровья населения на региональном уровне / Н. А. Климчук, И. А. Черниченко, В. М. Доценко // Гігієна населених місць: зб. наук. пр. – К., 2006. – Вип. 47. – С. 40–47.

174. Варчук В.В. Оцінка викидів забруднюючих речовин автотранспортом на прикладі ТОВ «ПОДІЛЛЯ-ТРАНСБУДСЕРВІС» / В.В. Варчук, І.В. Варчук // Наукові нотатки : міжвузівський збірник. - Луцьк, 2012. - № 37. - С. 54–57.

175. Коваленко Л.О. Розрахунок викидів та концентрацій забруднюючих речовин від автомобільного транспорту в атмосферному повітрі / Л.О. Коваленко // Вестник ХНАДУ. - 2011. - Вып. 52. - С. 19–22.

176. Zhang K. Air pollution and health risks due to vehicle traffic / K. Zhang, S. Batterman // *Sci. Total Envir.* - 2013. - Vol. 15. - P. 307–16.

177. Dijkema M.B.A. A comparison of different approaches to estimate small scale spatial variation in outdoor NO₂ concentrations / M.B.A. Dijkema, U. Gehring, R.T. van Strien et al. // *Environ. Health Persp.* – 2010. – Vol. 119(5). – P. 670–675.

178. Про забезпечення санітарного та епідемічного благополуччя населення (з доповненнями на 01.01.2015) : Закон України від 24.02.1994 р. №4004-ХІІ [Електронний ресурс]. – Режим доступу : <http://zakon4.rada.gov.ua/laws/show/4004-12>.

179. Державні санітарні правила планування та забудови населених пунктів: ДСП №173-96 [Електронний ресурс]. - [Затв. 19.06.1996 Наказом МОЗ України №173] - Режим доступу : <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/z0379-96/page>

180. Споруди транспорту. Автомобільні дороги. Ч. 1, 2: ДБН В.2.3-4:2007. - [На заміну ДБН В.2.3-4-2000; чинний від 2008-03-01]. - К. : Мінрегіонбуд України, 2007 .

181. Містобудування. Планування і забудова міських і сільських поселень: ДБН 360-96** [Електронний ресурс]. - [Затв. 17.04. 1992 Наказом Держкоммістобудування №44; зі змінами чинний від 2016-01-01]. - Режим доступу : http://dbn.at.ua/load/normativy/dbn/dbn_360_92_ua/1-1-0-116

182. Державні санітарні правила охорони атмосферного повітря населених місць (від забруднення хімічними та біологічними речовинами) : ДСП 201-97. - [Скасований 2014-07-31]. - Режим доступу : http://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page?id_doc=30150

183. Patton A.P. Assessing the Suitability of Multiple Dispersion and Land Use Regression Models for Urban Traffic-Related Ultrafine Particles / A.P. Patton, Ch. Milando, J.L. Durant, P. Kumar // *Environmental Science and Technology.* - 2016. - Vol. 51(1). - 384-39.

Додаток А

Опис методів та результатів вимірювань хімічного забруднення атмосферного повітря викидами автомобільного транспорту в межах Дарницького та Дніпровського районів м. Київ (2012, 2014 рр.)

Таблиця А.1

Характеристика методів вимірювання хімічного забруднення повітря, використаних у натурних дослідженнях, 2012 р.

Назва речовини	Метод дослідження				Об'єм проведеного Дослідження
	Засіб вимірювальної техніки	Принцип	Діапазон вимірювання, мг/м ³	Похибка, %	
1	2	3	4	5	6
NO _x NO ₂	Фотоколориметр фотоелектричний КФК-2	фотометричний	від 0 до 100 % коефіцієнта пропускання	± 0,5	300 проб 30 точок вимірювання
СО	Q-TRAK Air Quality Monitor 7565	електро-хімічний сенсор	0 – 617,0	± 3	Похвилинна фіксація період усереднення: 1 год 30 точок вимірювання
Пил НДЗС	HAZ-DUST Model EPAM-500	оптичний сенсор, гравіметричний	0,001 – 20,00	± 10	Похвилинна фіксація період усереднення: 1 год 30 точок вимірювання

Продовж. табл. А.1

1	2	3	4	5	6
PM ₁₀ -PM _{2,5} - PM ₁	Portable Fine Dust Monitoring Unit P- DustMonit	оптичний сенсор	0,001 – 10,0	± 10	Похвилинна фіксація період усереднення: 1 год 30 точок вимірювання
Температура Повітря	Гігрометр ВІТ-2		від +15,0 до +40,0°С	± 0,2°С	Фіксація у точці вимірювання 30 точок
Температура Повітря, Вологість	Психрометр аспіраційний М-34		від -25 до +50 °С 10 - 100 %	± 1%	Фіксація у точці вимірювання 30 точок
Атмосферний тиск	Барометр-анероїд БАММ		600 – 800 мм рт. ст.	± 1%	Фіксація у точці вимірювання 30 точок

Таблиця А.2

**Характеристика методів вимірювання хімічного забруднення повітря, використаних у натурних дослідженнях,
2014 р.**

Назва речовини	Метод дослідження				Об'єм проведеного Дослідження
	Назва	Принцип	Діапазон вимірювання, мг/м ³	Похибка,	
1	2	3	4	5	6
NO _x NO ₂	Газоаналізатор APNA-370 (HORIBA)	подвійної перехресної модуляції потоків хімічної люмінесценції референсним розрахунковим методом	0 – 4,0 мг/м ³ для оксиду азоту 0 – 2,0 мг/м ³ для азоту діоксиду	± 10%	Похвилинна фіксація період усереднення: 1 год 25 точок вимірювання
CO	Газоаналізатор APMA-370 (HORIBA)	недисперсійна інфрачервона спектрометрія, перехресне		± 10%	Похвилинна фіксація період усереднення: 1 год 25 точок вимірювання
Сума вуглеводнів (без метану)	Газоаналізатор APNA-370 (HORIBA)	полум'яна іонізація, перехресна модуляція, селективне загоряння	0 – 70,0 мг/м ³	± 10%	Похвилинна фіксація період усереднення: 1 год 25 точок вимірювання

Продовж. табл. А.2

1	2	3	4	5	6
SO ₂	Газоаналізатор APSA-370 (HORIBA)	УФ-флюоресценція	0 – 6,0 мг/м ³	± 10%	Похвилинна фіксація період усереднення: 1 год 25 точок вимірювання
Пил НДЗС	HAZ-DUST Model EPAM-500	оптичний сенсор, гравіметричний	0,001 – 20,00	± 10%	Похвилинна фіксація період усереднення: 1 год 11 точок вимірювання
PM ₁₀ -PM _{2,5} - PM ₁	Portable Fine Dust Monitoring Unit P- DustMonit	оптичний сенсор	0,001 – 10,0	± 10%	Похвилинна фіксація період усереднення: 1 год 23 точки вимірювання
Температура повітря, відносна вологість, атмосферний тиск, швидкість та напрямок вітру	Метеорологічний сенсор WS-600	термодатчик NTC датчик вологості датчик тиску MEMS ультразвуковий датчик	від -50 до +60°C 0 – 100% 300 – 1200 hPa 0 – 359,9 ° 0 – 75 м/с	± 0,2°C ±2% ±0,5 hPa < 3° ±0,3 м/с	Похвилинна фіксація період усереднення: 1 год 25 точок вимірювання

Таблиця А.3

Описова статистика результатів вимірювань концентрацій азоту діоксиду у точках дослідження, 2014 р.

№ п/п	Адреса точки вимірювання	Інтенсивність транспорту, од/год	Концентрації азоту діоксиду, мг/м ³					
			Середнє значення ($\pm\sigma$)	Мінімальне значення	25%	Медіана	75%	Максимальне значення
1	Харківське шосе, 4	4040	0,136 (0,055)	0,059	0,093	0,134	0,172	0,287
2	вул. Привокзальна, 2	6012	0,073 (0,025)	0,032	0,058	0,073	0,082	0,148
3	пр-т Бажана (станція метро Харківська)	5000	0,053 (0,018)	0,032	0,039	0,049	0,073	0,082
4	вул. Дніпровська набережна (станція метро Осокорки)	3160	0,029 (0,008)	0,017	0,024	0,027	0,034	0,050
5	перехрестя вул. Дніпровська набережна – вул. Княжий Затон	4098	0,066 (0,028)	0,018	0,046	0,066	0,089	0,107
6	вул. Дніпровська набережна, 21	3340	0,215 (0,076)	0,073	0,156	0,204	0,275	0,320
7	вул. Урлівська, 15	596	0,068 (0,041)	0,022	0,037	0,059	0,100	0,164
8	пр-т Соборності, 5	3820	0,254 (0,099)	0,069	0,145	0,262	0,325	0,408
9	вул. Каунарська, 2 ¹	-	0,024 (0,012)	0,011	0,013	0,021	0,031	0,055
10	пр-т Соборності, 1	4180	0,142 (0,067)	0,036	0,077	0,157	0,204	0,238
11	перехрестя вул. Харківське шосе-вул. Тростянецька	3597	0,176 (0,075)	0,079	0,117	0,151	0,226	0,358
12	вул. Тростянецька, 56 ¹	-	0,014 (0,007)	0,007	0,010	0,013	0,017	0,034
13	перехрестя вул. Тростянецька –вул. Ревуцького –вул. Г. Ахматової	3828	0,084 (0,049)	0,024	0,038	0,084	0,108	0,200

Продовж. табл. А.3

1	2	3	4	5	6	7	8	9
14	перехрестя пр-т Ю. Гагаріна – бульвар Верховної Ради	3064	0,225 (0,098)	0,077	0,140	0,225	0,323	0,380
15	вул. Червоноткацька, 25	460	0,026 (0,010)	0,014	0,018	0,022	0,035	0,047
16	перехрестя вул. Попудренка – вул. Г. Хоткевича	3620	0,311 (0,115)	0,160	0,216	0,283	0,426	0,576
17	перехрестя пр-т П. Григоренка – вул. Г. Ахматової	3096	0,102 (0,019)	0,078	0,087	0,100	0,113	0,148
18	пр-т П. Григоренка, 21 ¹	-	0,033 (0,015)	0,010	0,018	0,037	0,045	0,056
19	вул. Г. Ахматової, 16Г ¹	-	0,008 (0,006)	0,004	0,006	0,008	0,008	0,033
20	перехрестя вул. Привокзальна – – вул. Бориспільська	960	0,209 (0,045)	0,104	0,168	0,218	0,241	0,283
21	вул. Ялтинська, 9		0,037 (0,017)	0,004	0,025	0,034	0,050	0,072
22	перехрестя вул. Ялтинська – вул. Російська	932	0,082 (0,046)	0,029	0,047	0,066	0,115	0,192
23	вул. І. Миколайчука, 1а	1508	0,135 (0,025)	0,090	0,118	0,132	0,155	0,196
24	пр-т П. Тичини	1992	0,083 (0,013)	0,061	0,075	0,081	0,094	0,110
25	вул. І. Миколайчука, 6а ¹	-	0,031 (0,008)	0,018	0,024	0,030	0,038	0,051

Примітка. У вказаних точках підрахунок транспортних засобів не проводили

Таблиця А.4

Описова статистика результатів вимірювань концентрацій оксиду вуглецю у точках дослідження, 2014 р.

№ п/п	Адреса точки вимірювання	Інтенсивність транспорту, од/год	Концентрації оксиду вуглецю, мг/м ³					
			Середнє значення ($\pm\sigma$)	Мінімальне значення	25%	Медіана	75%	Максимальне значення
1	2	3	4	5	6	7	8	9
1	Харківське шосе, 4	4040	0,583 (0,212)	0,163	0,399	0,599	0,726	0,921
2	вул. Привокзальна, 2	6012	0,333 (0,150)	0,019	0,256	0,321	0,404	0,628
3	пр-т Бажана (станція метро Харківська)	5000	0,357 (0,120)	0,225	0,267	0,320	0,406	0,663
4	вул. Дніпровська набережна (станція метро Осокорки)	3160	0,666 (0,503)	0,047	0,386	0,481	0,912	2,154
5	перехрестя вул. Дніпровська набережна – вул. Княжий Затон	4098	1,014 (0,817)	0,191	0,307	0,818	1,262	2,840
6	вул. Дніпровська набережна, 21	3340	2,214 (0,798)	1,022	1,554	2,104	2,933	3,565
7	вул. Урлівська, 15	596	0,540 (0,279)	0,243	0,360	0,414	0,658	1,178
8	пр-т Соборності, 5	3820	0,892 (0,300)	0,431	0,710	0,831	1,067	1,794
9	вул. Каунарська, 2 ¹	-	0,382 (0,174)	0,210	0,255	0,294	0,477	0,762
10	пр-т Соборності, 1	4180	1,537 (0,571)	0,643	1,022	1,476	1,946	2,763
11	перехрестя вул. Харківське шосе-вул. Тростянецька	3597	1,324 (0,760)	0,369	0,813	0,958	1,827	2,913
12	вул. Тростянецька, 56 ¹	-	0,409 (0,542)	0,034	0,171	0,211	0,265	1,881

Продовж. табл. А.4

1	2	3	4	5	6	7	8	9
13	перехрестя вул. Тростянецька - вул. Ревуцького - вул. Г.Ахматової	3828	0,395 (0,180)	0,128	0,274	0,376	0,505	0,960
14	перехрестя пр-т Ю. Гагаріна - бульвар Верховної Ради	3064	1,092 (0,421)	0,458	0,750	1,048	1,428	2,014
15	вул. Червоноткацька, 25	460	0,254 (0,045)	0,177	0,225	0,249	0,272	0,369
16	перехрестя вул. Попудренка-вул. Г. Хоткевича	3620	1,637 (0,932)	0,681	0,851	1,267	2,547	3,603
17	перехрестя пр-т П. Григоренка - вул. Г. Ахматової	3096	0,757 (0,253)	0,501	0,593	0,690	0,835	1,435
18	пр-т П. Григоренка, 21 ¹	-	0,281 (0,051)	0,204	0,238	0,276	0,323	0,392
19	вул. Г. Ахматової, 16Г ¹	-	0,371 (0,451)	0,054	0,189	0,240	0,335	2,220
20	перехрестя вул. Привокзальна - вул. Бориспільська	960	2,797 (1,657)	0,491	1,337	2,792	3,956	6,093
21	вул. Ялтинська, 9		0,608 (0,483)	0,185	0,282	0,409	0,849	2,267
22	перехрестя вул. Ялтинська – вул. Російська	932	0,789 (0,513)	0,161	0,492	0,674	0,964	2,591
23	вул. І. Миколайчука, 1а	1508	0,686 (0,208)	0,501	0,547	0,574	0,813	1,235
24	пр-т П. Тичини	1992	0,473 (0,071)	0,365	0,425	0,449	0,536	0,632
25	вул. І. Миколайчука, 6а ¹	-	0,482 (0,405)	0,080	0,195	0,288	0,768	1,465

Примітка. У вказаних точках підрахунок транспортних засобів не проводили

Таблиця А.5

Описова статистика результатів вимірювань концентрацій сірки діоксиду у точках дослідження, 2014 р.

№ п/п	Адреса точки вимірювання	Інтенсивність транспорту, од/год	Концентрації сірки діоксиду ² , мг/м ³					
			Середнє значення ($\pm\sigma$)	Мінімальне значення	25%	Медіана	75%	Максимальне значення
1	2	3	4	5	6	7	8	9
1	Харківське шосе, 4	4040	1,75E-02 (5,10E-02)	1,57E-03	2,88E-03	3,93E-03	4,72E-03	2,40E-01
2	вул. Привокзальна, 2	6012	5,68E-04 (5,08E-04)	2,62E-04	2,62E-04	3,93E-04	7,86E-04	1,57E-03
3	пр-т Бажана (станція метро Харківська)	5000	5,85E-03 (3,00E-03)	2,62E-03	3,54E-03	5,24E-03	7,34E-03	1,36E-02
4	вул. Дніпровська набережна (станція метро Осокорки)	3160	5,46E-03 (2,16E-03)	2,36E-03	3,14E-03	5,37E-03	7,73E-03	8,91E-03
5	перехрестя вул. Дніпровська набережна – вул. Княжий Затон	4098	1,04E-02 (1,63E-03)	8,12E-03	8,65E-03	1,05E-02	1,21E-02	1,26E-02
6	вул. Дніпровська набережна, 21	3340	1,10E-02 (2,15E-03)	7,34E-03	9,43E-03	1,05E-02	1,26E-02	1,57E-02
7	вул. Урлівська, 15	596	2,06E-03 (8,89E-04)	7,86E-04	1,31E-03	1,97E-03	2,88E-03	3,67E-03
8	пр-т Соборності, 5	3820	7,36E-01 (4,31E-01)	6,73E-02	3,10E-01	7,39E-01	1,15E+00	1,46E+00
9	вул. Каунарська, 2 ¹	-	1,15E-02 (7,52E-03)	5,50E-03	6,42E-03	7,86E-03	1,38E-02	3,43E-02
10	пр-т Соборності, 1	4180	1,10E-01 (2,05E-01)	6,29E-03	8,38E-03	8,91E-03	7,59E-02	7,76E-01
11	перехрестя вул. Харківське шосе – вул. Тростянецька	3597	5,24E-03 (1,20E-03)	3,67E-03	4,19E-03	5,24E-03	5,76E-03	8,12E-03

Продовж. табл. А.5

1	2	3	4	5	6	7	8	9
12	вул. Тростянецька, 56 ¹	-	1,60E-03 (4,05E-04)	1,05E-03	1,18E-03	1,57E-03	1,97E-03	2,10E-03
13	перехрестя вул. Тростянецька -вул. Ревуцького - вул. Г. Ахматової	3828	1,87E-03 (8,54E-04)	7,86E-04	1,18E-03	2,10E-03	2,36E-03	3,93E-03
14	перехрестя пр-т Ю. Гагаріна - бульвар Верховної Ради	3064	5,34E-03 (1,73E-03)	2,62E-03	4,06E-03	4,98E-03	6,55E-03	8,38E-03
15	вул. Червоноткацька, 25	460	1,97E-04 (1,21E-04)	1,00E-04	6,55E-05	2,62E-04	2,62E-04	2,62E-04
16	перехрестя вул. Попудренка-вул. Г. Хоткевича	3620	5,00E-03 (1,87E-03)	2,10E-03	3,54E-03	4,98E-03	6,42E-03	8,91E-03
17	перехрестя пр-т П. Григоренка - вул. Г. Ахматової	3096	2,72E-03 (1,41E-03)	1,31E-03	1,83E-03	2,36E-03	3,14E-03	7,60E-03
18	пр-т П. Григоренка, 21 ¹	-	2,23E-03 (1,64E-03)	2,62E-04	7,86E-04	2,10E-03	4,19E-03	4,72E-03
19	вул. Г. Ахматової, 16Г ¹	-	3,93E-04 (1,85E-04)	2,62E-04	2,62E-04	2,62E-04	5,24E-04	7,86E-04
20	перехрестя вул. Привокзальна - вул. Бориспільська	960	6,01E-03 (1,10E-03)	4,19E-03	5,11E-03	6,03E-03	6,68E-03	8,12E-03
21	вул. Ялтинська, 9		1,71E-03 (2,82E-04)	1,31E-03	1,57E-03	1,57E-03	1,83E-03	2,36E-03
22	перехрестя вул. Ялтинська --вул. Російська	932	2,30E-03 (7,31E-04)	1,31E-03	1,70E-03	2,36E-03	2,62E-03	4,19E-03
23	вул. І. Миколайчука, 1а	1508	5,70E-03 (1,28E-03)	3,93E-03	4,59E-03	5,24E-03	7,21E-03	7,86E-03
24	пр-т П. Тичини	1992	3,23E-03 (6,59E-04)	1,57E-03	2,75E-03	3,41E-03	3,67E-03	4,19E-03
25	вул. І. Миколайчука, 6а ¹	-	3,93E-04 (1,85E-04)	2,62E-04	2,62E-04	3,93E-04	5,24E-04	5,24E-04

Примітки:

1. У вказаних точках підрахунок транспортних засобів не проводили

2. Концентрації наведено у форматі експоненціального запису, що є представленням дійсних чисел у вигляді мантиси і порядку. Наприклад: 1,75E-02 = 0,0175; 1,15E+00 = 1,15

Таблиця А.6

Описова статистика вимірювань концентрацій неметанових вуглеводнів у точках дослідження, 2014 р.

№ п/ п	Адреса точки вимірювання	Інтенсив- ність транспорту, од/год	Концентрація неметанових вуглеводнів, мг/м ³					
			Середнє значення (±σ)	Міні- мальне значення	25%	Медіана	75%	Макси- мальне значення
1	2	3	4	5	6	7	8	9
1	Харківське шосе, 4	4040	0,664 (0,453)	0,026	0,189	0,620	1,085	1,285
2	вул. Привокзальна, 2	6012	0,274 (0,220)	0,011	0,047	0,272	0,517	0,551
3	пр-т Бажана (станція метро Харківська)	5000	0,279 (0,168)	0,045	0,154	0,265	0,344	0,724
4	вул. Дніпровська набережна (станція метро Осокорки)	3160	0,614 (0,557)	0,037	0,213	0,407	0,930	1,956
5	перехрестя вул. Дніпровська набережна-вул. Княжий Затон	4098	0,236 (0,147)	0,107	0,126	0,183	0,274	0,538
6	вул. Дніпровська набережна, 21	3340	0,155 (0,067)	0,065	0,108	0,142	0,208	0,276
7	вул. Урлівська, 15	596	0,347 (0,192)	0,006	0,218	0,332	0,543	0,568
8	пр-т Соборності, 5	3820	0,059 (0,038)	0,008	0,024	0,062	0,097	0,121
9	вул. Каунарська, 2 ¹	-	0,187 (0,078)	0,068	0,121	0,165	0,271	0,333
10	пр-т Соборності, 1	4180	0,675 (0,051)	0,568	0,644	0,665	0,697	0,788
11	перехрестя вул. Харківське шосе-вул. Тростянецька	3597	0,139 (0,079)	0,055	0,083	0,112	0,190	0,335
12	вул. Тростянецька, 5 ¹	-	0,226 (0,074)	0,115	0,165	0,217	0,291	0,315
13	перехрестя вул. Тростянецька -вул. Ревуцького – вул. Г. Ахматової	3828	0,141 (0,036)	0,090	0,103	0,154	0,167	0,167

Продовж. табл. А.6

1	2	3	4	5	6	7	8	9
14	перехрестя пр-т Ю. Гагаріна бульвар Верховної Ради	3064	0,896 (0,145)	0,745	0,797	0,868	0,952	1,251
15	вул. Червоноткацька, 25	460	0,375 (0,243)	0,128	0,128	0,381	0,615	0,615
16	перехрестя вул. Попудренка – вул. Г. Хоткевича	3620	0,270 (0,250)	0,019	0,114	0,164	0,578	0,753
17	перехрестя пр-т П. Григоренка – мвул. Г. Ахматової	3096	0,453 (0,122)	0,360	0,372	0,393	0,516	0,825
18	пр-т П. Григоренка, 21 ¹	-	0,633 (0,289)	0,227	0,286	0,680	0,857	0,991
19	вул. Г. Ахматової, 16Г ¹	-	0,067 (0,039)	0,007	0,028	0,073	0,104	0,112
20	перехрестя вул. Привокальна – вул. Бориспільська	960	0,365 (0,378)	0,003	0,142	0,196	0,408	1,329
21	вул. Ялтинська, 9		0,094 (0,074)	0,005	0,030	0,072	0,168	0,216
22	перехрестя вул. Ялтинська – вул. Російська	932	0,069 (0,088)	0,004	0,004	0,034	0,169	0,169
23	вул. І. Миколайчука, 1а	1508	0,164 (0,132)	0,020	0,022	0,157	0,306	0,325
24	пр-т П. Тичини	1992	0,014 (0,003)	0,012	0,012	0,013	0,017	0,017
25	вул. І. Миколайчука, 6а ¹	-	0,559 (0,958)	0,069	0,087	0,134	0,772	2,810

Примітка. У вказаних точках підрахунок транспортних засобів не проводили

Таблиця А.7

Описова статистика результатів вимірювань концентрацій пилу НДЗС у точках дослідження, 2014 р.

№ п/п	Адреса точки вимірювання	Інтенсивність транспорту, од/год	Концентрації пилу НДЗС, мг/м ³					Максимальне значення
			Середнє значення ($\pm\sigma$)	Мінімальне значення	25%	Медіана	75%	
1	вул. Дніпровська набережна, 21	3340	0,007 (0,014)	0,001	0,001	0,001	0,002	0,053
2	вул. Урлівська, 15	596	0,044 (0,019)	0,004	0,027	0,040	0,060	0,125
3	пр-т Соборності, 5	3820	0,098 (0,046)	0,022	0,057	0,092	0,136	0,397
4	вул. Каунарська, 2 ¹	-	0,053 (0,051)	0,002	0,020	0,065	0,078	0,989
5	пр-т Соборності, 1	4180	0,038 (0,021)	0,001	0,025	0,037	0,050	0,353
6	перехрестя вул. Харківське шосе-вул. Тростянецька	3597	0,071 (0,040)	0,002	0,035	0,078	0,100	0,416
7	вул. Тростянецька, 56 ¹	-	0,041 (0,018)	0,000	0,029	0,037	0,057	0,100
8	перехрестя вул. Тростянецька-вул. Ревуцького — вул. Г. Ахматової	3828	0,040 (0,016)	0,002	0,029	0,040	0,046	0,109
9	вул. І. Миколайчука, 1а	1508	0,101 (0,044)	0,036	0,060	0,073	0,145	0,182
10	пр-т П. Тичини	1992	0,050 (0,029)	0,002	0,027	0,047	0,080	0,128
11	вул. І. Миколайчука, 6а ¹	-	0,050 (0,044)	0,002	0,022	0,037	0,074	0,674

Примітка. У вказаних точках підрахунок транспортних засобів не проводили

Описова статистика результатів вимірювань концентрацій зважених часток з діаметром часток менше 10 мкм (PM₁₀) у точках дослідження, 2014 р.

№ п/п	Адреса точки вимірювання	Інтенсивність транспорту, од/год	Концентрація PM ₁₀ , мг/м ³					
			Середнє значення (±σ)	Мінімальне значення	25%	Медіана	75%	Максимальне значення
1	Харківське шосе, 4 ¹	4040	-	-	-	-	-	-
2	вул. Привокзальна, 2 ¹	6012	-	-	-	-	-	-
3	пр-т Бажана (станція метро Харківська)	5000	0,039 (0,005)	0,033	0,036	0,038	0,041	0,064
4	вул. Дніпровська набережна (станція метро Осокорки)	3160	0,037 (0,004)	0,029	0,034	0,036	0,040	0,047
5	перехрестя вул. Дніпровська набережна-вул. Княжий Затон	4098	0,038 (0,003)	0,025	0,037	0,039	0,040	0,043
6	вул. Дніпровська набережна, 21	3340	0,052 (0,013)	0,038	0,044	0,048	0,054	0,101
7	вул. Урлівська, 15	596	0,038 (0,012)	0,025	0,034	0,037	0,040	0,114
8	пр-т Соборності, 5	3820	0,095 (0,015)	0,061	0,094	0,097	0,105	0,109
9	вул. Каунарська, 2 ²	-	0,054 (0,020)	0,038	0,041	0,050	0,058	0,161
10	пр-т Соборності, 1	4180	0,042 (0,006)	0,032	0,038	0,041	0,045	0,056
11	перехрестя вул. Харківське шосе-вул. Тростянецька	3597	0,058 (0,010)	0,046	0,051	0,055	0,062	0,081
12	вул. Тростянецька, 56 ²	-	0,037 (0,003)	0,030	0,035	0,037	0,039	0,045

Продовж. табл. А.8

1	2	3	4	5	6	7	8	9
13	перехрестя вул. Тростянецька -вул. Ревуцького - вул. Г. Ахматової	3828	0,038 (0,007)	0,028	0,032	0,037	0,042	0,057
14	перехрестя пр-т Ю. Гагаріна – бульвар Верховної Ради	3064	0,045 (0,011)	0,032	0,035	0,040	0,053	0,072
15	вул. Червоноткацька, 25	460	0,030 (0,003)	0,026	0,028	0,029	0,031	0,049
16	перехрестя вул. Попудренка – вул. Г. Хоткевича	3620	0,048 (0,015)	0,029	0,040	0,044	0,052	0,118
17	перехрестя пр-т П. Григоренка - вул. Г. Ахматової	3096	0,086 (0,010)	0,071	0,079	0,083	0,091	0,120
18	пр-т П. Григоренка, 21 ²	-	0,054 (0,006)	0,044	0,049	0,055	0,060	0,065
19	вул. Г. Ахматової, 16Г ²	-	0,041 (0,008)	0,030	0,034	0,039	0,046	0,063
20	перехрестя вул. Привокзальна - вул. Бориспільська	960	0,121 (0,034)	0,069	0,098	0,113	0,143	0,203
21	вул. Ялтинська, 9 ²	-	0,045 (0,009)	0,032	0,038	0,042	0,050	0,069
22	перехрестя вул. Ялтинська - вул. Російська	932	0,046 (0,039)	0,027	0,034	0,037	0,044	0,252
23	вул. І. Миколвійчука, 1а	1508	0,066 (0,005)	0,055	0,062	0,065	0,068	0,080
24	пр-т П. Тичини	1992	0,053 (0,007)	0,038	0,049	0,052	0,056	0,082
25	вул. І. Миколайчука, 6а ²	-	0,054 (0,058)	0,022	0,029	0,036	0,049	0,405

Примітки:

1. Вимірювання у даних точках не виконували з технічних причин
2. У вказаних точках підрахунок транспортних засобів не проводили

Таблиця А.9

Описова статистика результатів вимірювань концентрацій зважених часток з діаметром часток менше 2,5 мкм (PM_{2,5}) у точках дослідження, 2014 р.

№ п/п	Адреса точки вимірювання	Інтенсивність транспорту, од/год	Концентрація PM _{2,5} , мг/м ³					
			Середнє значення (±σ)	Мінімальне значення	25%	Медіана	75%	Максимальне значення
1	2	3	4	5	6	7	8	9
1	Харківське шосе, 4 ¹	4040	-	-	-	-	-	-
2	вул. Привокзальна, 2 ¹	6012	-	-	-	-	-	-
3	пр-т Бажана (станція метро Харківська)	5000	0,018 (0,002)	0,013	0,018	0,018	0,019	0,025
4	вул. Дніпровська набережна (станція метро Осокорки)	3160	0,017 (0,001)	0,016	0,017	0,018	0,018	0,019
5	перехрестя вул. Дніпровська набережна-вул. Княжий Затон	4098	0,017 (0,001)	0,012	0,017	0,017	0,018	0,018
6	вул. Дніпровська набережна, 21	3340	0,030 (0,004)	0,024	0,027	0,029	0,032	0,043
7	вул. Урлівська, 15	596	0,023 (0,002)	0,019	0,022	0,023	0,024	0,029
8	пр-т Соборності, 5	3820	0,048 (0,007)	0,033	0,047	0,049	0,052	0,055
9	вул. Каунарська, 2 ²	-	0,021 (0,003)	0,018	0,019	0,021	0,023	0,027
10	пр-т Соборності, 1	4180	0,019 (0,003)	0,014	0,017	0,019	0,022	0,026
11	перехрестя вул. Харківське шосе – вул. Тростянецька	3597	0,032 (0,002)	0,029	0,030	0,032	0,033	0,035
12	вул. Тростянецька, 56 ²	-	0,023 (0,001)	0,018	0,022	0,023	0,023	0,024

Продовж. табл. А.9

1	2	3	4	5	6	7	8	9
13	перехрестя вул. Тростянецька – вул. Ревуцького – вул. Г. Ахматової	3828	0,019 (0,004)	0,015	0,017	0,018	0,021	0,036
14	перехрестя пр-т Ю. Гагаріна – бульвар Верховної Ради	3064	0,026 (0,004)	0,021	0,024	0,026	0,030	0,036
15	вул. Червоноткацька, 25	460	0,019 (0,002)	0,015	0,019	0,019	0,020	0,032
16	перехрестя вул. Попудренка – вул. Г. Хоткевича	3620	0,028 (0,006)	0,020	0,024	0,026	0,030	0,049
17	перехрестя пр-т П. Григоренка – вул. Г. Ахматової	3096	0,042 (0,001)	0,040	0,041	0,042	0,042	0,048
18	пр-т П. Григоренка, 21 ²	-	0,027 (0,003)	0,020	0,025	0,028	0,029	0,031
19	вул. Г. Ахматової, 16 ¹	-	0,016 (0,002)	0,010	0,016	0,016	0,018	0,019
20	перехрестя вул. Привокзальна – вул. Бориспільська	960	0,044 (0,010)	0,032	0,037	0,041	0,048	0,072
21	вул. Ялтинська, 9		0,023 (0,006)	0,016	0,018	0,021	0,026	0,044
22	перехрестя вул. Ялтинська – вул. Російська	932	0,016 (0,003)	0,012	0,015	0,015	0,016	0,031
23	вул. І. Миколайчука, 1а	1508	0,046 (0,002)	0,041	0,045	0,046	0,047	0,049
24	пр-т П. Тичини	1992	0,038 (0,004)	0,031	0,035	0,039	0,041	0,044
25	вул. І. Миколайчука, 6а ²	-	0,019 (0,002)	0,015	0,018	0,019	0,020	0,030

Примітки:

1. Вимірювання у даних точках не виконували з технічних причин
2. У вказаних точках підрахунок транспортних засобів не проводили

Описова статистика результатів вимірювань концентрацій зважених часток з діаметром часток менше 1 мкм (PM₁) у точках дослідження, 2014 р.

№ п/п	Адреса точки вимірювання	Інтенсивність транспорту, од/год	Концентрація PM ₁₀ , мг/м ³					Максимальне значення
			Середнє значення (±σ)	Мінімальне значення	25%	Медіана	75%	
1	Харківське шосе, 4 ¹	4040	-	-	-	-	-	-
2	вул. Привокзальна, 2 ¹	6012	-	-	-	-	-	-
3	пр-т Бажана (станція метро Харківська)	5000	0,016 (0,001)	0,012	0,016	0,016	0,017	0,021
4	вул. Дніпровська набережна (станція метро Осокорки)	3160	0,016 (0,001)	0,014	0,015	0,016	0,016	0,017
5	перехрестя вул. Дніпровська набережна-вул. Княжий Затон	4098	0,015 (0,001)	0,011	0,015	0,015	0,015	0,016
6	вул. Дніпровська набережна, 21	3340	0,028 (0,004)	0,022	0,026	0,027	0,030	0,039
7	вул. Урлівська, 15	596	0,022 (0,001)	0,018	0,021	0,022	0,023	0,027
8	пр-т Соборності, 5	3820	0,035 (0,004)	0,027	0,035	0,036	0,038	0,039
9	вул. Каунарська, 2 ²	-	0,019 (0,002)	0,016	0,017	0,018	0,021	0,023
10	пр-т Соборності, 1	4180	0,016 (0,002)	0,012	0,015	0,016	0,017	0,020
11	перехрестя вул. Харківське шосе – вул. Гростянецька	3597	0,027 (0,001)	0,025	0,026	0,028	0,028	0,030
12	вул. Гростянецька, 56 ²	-	0,019 (0,001)	0,015	0,019	0,019	0,020	0,020

Продовж. табл. А.10

1	2	3	4	5	6	7	8	9
13	перехрестя вул. Тростянецька -вул. Ревуцького – вул. Г. Ахматової	3828	0,016 (0,004)	0,012	0,014	0,015	0,018	0,031
14	перехрестя пр-т Ю. Гагаріна – бульвар Верховної Ради	3064	0,024 (0,003)	0,018	0,021	0,023	0,026	0,032
15	вул. Червоноткацька, 25	460	0,018 (0,002)	0,014	0,018	0,018	0,018	0,030
16	перехрестя вул. Попудренка – -вул. Г. Хоткевича	3620	0,025 (0,005)	0,018	0,022	0,024	0,026	0,045
17	перехрестя пр-т П. Григоренка – вул. Г. Ахматової	3096	0,037 (0,001)	0,036	0,037	0,037	0,037	0,041
18	пр-т П. Григоренка, 21 ²	-	0,024 (0,003)	0,018	0,022	0,025	0,026	0,028
19	вул. Г. Ахматової, 16Г ²	-	0,015 (0,001)	0,009	0,014	0,015	0,016	0,017
20	перехрестя вул. Привокзальна – вул. Бориспільська	960	0,036 (0,008)	0,026	0,030	0,033	0,041	0,061
21	вул. Ялтинська, 9 ²	-	0,020 (0,006)	0,014	0,016	0,019	0,023	0,041
22	перехрестя вул. Ялтинська – вул. Російська	932	0,013 (0,001)	0,010	0,013	0,013	0,013	0,017
23	вул. І. Миколайчука, 1а	1508	0,041 (0,001)	0,037	0,040	0,041	0,042	0,043
24	пр-т П. Тичини	1992	0,034 (0,003)	0,027	0,032	0,035	0,037	0,039
25	вул. І. Миколайчука, 6а ²	-	0,016 (0,001)	0,013	0,016	0,017	0,017	0,018

Примітки:

1. Вимірювання у даних точках не виконували
2. У вказаних точках підрахунок транспортних засобів не проводили

Додаток Б

Вхідні дані для моделювання хімічного забруднення атмосферного повітря викидами автотранспорту

Таблиця Б.1

Класифікація параметрів, що характеризували точки дослідження та прилеглу територію у 2012 р.

Показники, що характеризували територію	Середнє значення	Стандартне відхилення
1	2	3
<i>Характеристики транспортного потоку:</i>		
Загальна кількість транспортних засобів, шт.	4367,20	2012,36
Кількість легкових авто, шт	3499,20	1813,21
Кількість авто масою до 3500 т та пасажирських автобусів, шт.	364,40	216,50
Кількість вантажних автомобілів, шт	282,20	224,48
Середня швидкість руху на прилеглій автодорозі, км/год	44,02	9,89
<i>Дороги:</i>		
Відстань до найближчої, м:		
регіональної дороги	3561,82	1222,42
магістральної вулиці міського значення	805,25	919,14
магістральної вулиці районного значення	1862,75	784,61
магістральної дороги	188,42	224,52
дороги/вулиці місцевого значення	953,84	756,32
Довжина доріг у радіусі, м:		
25 м	73,13	34,22
50 м	241,15	51,69
100 м	652,89	212,19
300 м	2917,48	862,04
500 м	6093,64	2174,37
1000 м	21198,98	4798,34
<i>Категорії землекористування:</i>		
Відстань до найближчих водних об'єктів, м	646,14	349,16

Продовж. табл. Б.1

1	2	3
<i>Площа парків та лісових масивів у радіусі, м²:</i>		
100 м	2342,73	5076,77
300 м	11174,71	23655,67
500 м	20963,01	32911,84
1000 м	173276,40	243973,80
3000 м	1691922,00	925305,70
<i>Площа територій із житловою забудовою у радіусі, м²:</i>		
100 м	20814,62	10613,47
300 м	213616,30	81212,98
500 м	588622,40	201068,60
1000 м	2256553,00	529539,60
3000 м	12048033,00	1499672,00
<i>Кількість житлових будинків у радіусі:</i>		
100 м	3,20	2,29
300 м	21,80	12,68
500 м	56,10	26,93
<i>Відносний індекс рослинності у радіусі (діапазон значень: -1:1):</i>		
50 м	0,11	0,03
100 м	0,11	0,04
300 м	0,12	0,03
500 м	0,11	0,02
1000 м	0,11	0,02
<i>Метеорологічні параметри:</i>		
Температура, °С	26,14	5,38
Відносна вологість, %	45,27	11,79
Швидкість вітру, м/с	3,23	1,26
<i>Інше</i>		
Висота над рівнем моря, м	102,10	4,01

Таблиця Б.2

Опис змінних використаних у кореляційному та регресійному аналізах

Опис показника	Одиниці виміру	Розмір буферної зони(радіус, м)	Позначення змінної	Джерело інформації
1	2	3	4	5
<i>Характеристики транспортного потоку</i>				
Загальна кількість транспортних засобів	шт.		TRAFLOAD	Прямий підрахунок
Кількість легкових авто	шт.		TRAFLOAD_L	Прямий підрахунок
Кількість авто масою до 3500 т та пасажирських автобусів	шт.		TRAFLOAD_M	Прямий підрахунок
Кількість вантажних автомобілів	шт.		TRAFLOAD_H	Прямий підрахунок
Середня швидкість руху на прилеглий автодорозі	км/год		SPEED	Сервіс «Яндекс.Карти»
<i>Дороги</i>				
Відстань до найближчої:				
<i>регіональної дороги</i>	м		DIST_H	Геодані порталу Geofabrik
<i>магістральної вулиці міського значення</i>	м		DIST_TR	Геодані порталу Geofabrik
<i>магістральної вулиці районного значення</i>	м		DIST_PROAD	Геодані порталу Geofabrik
<i>магістральної дороги</i>	м		DIST_SROAD	Геодані порталу Geofabrik
<i>дороги / вулиці місцевого значення</i>	м		DIST_TROAD	Геодані порталу Geofabrik
Довжина доріг у радіусі	м	25; 50; 100; 300; 500; 1000	ROAD_LENGTH	Геодані порталу Geofabrik

Продовж. табл. Б.2

1	2	3	4	5
<i>Категорії землекористування</i>				
Відстань до найближчих водних об'єктів	м		DIST_W	Генеральний план м. Києва, геодані порталу Geofabrik
Площа парків та лісових масивів у радіусі	м ²	100; 300; 500; 1000; 3000	PARK	Генеральний план м. Києва, геодані порталу Geofabrik
Площа територій із житловою забудовою у радіусі	м ²	100; 300; 500; 1000; 3000	RESID	Генеральний план м. Києва, геодані порталу Geofabrik
<i>Кількість житлових будинків у радіусі</i>	шт.	100; 300; 500	HOUSE	Геодані порталу Geofabrik
Відносний індекс рослинності у радіусі (діапазон значень: -1:1)	-	50; 100; 300; 500; 1000; 3000	NDVI	Космічний знімок Landsat-TM, USGS
<i>Метеорологічні параметри</i>				
Температура	°C		TEMP	Натурні вимірювання
Відносна вологість	%		RH	Натурні вимірювання
Швидкість вітру	м/с		WIND	Натурні вимірювання
<i>Інше</i>				
Висота над рівнем моря	м		ALT	Набір даних SRTM (N50E030), USGS

Таблиця Б.3

**Параметри джерел викидів, включених до розрахунку розсіювання концентрацій забруднюючих речовин
(модель ISC-AERMOD View v.9.3)**

№ Джерела	Адреса	Координати початку,		Координати кінця		Ширина, м
		X ₁ , м	Y ₁ , м	X ₂ , м	Y ₂ , м	
1	2	3	4	5	6	7
<i>Ділянки автодоріг</i>						
1	вул. І. Сергієнка	331579,98	5590477,23	5590477,23	5590477,23	10
2	вул. Харківське шосе, 4 (район Дарницької пл.)	331593,68	5590306,34	331864,03	5589519,59	30
3	пр-т Бажана (район ст.м. Харківська, відрізок 1)	332102,69	5585650,35	332940,34	5585827,71	40
4	вул. Дніпровська набережна (район ст. м. Осокорки, відрізок 1)	330549,63	5585450,88	330531,88	5585656,11	40
5	вул. Дніпровська набережна (відрізок 2)	330427,16	5586409,92	329895,83	5586733,99	30
5_2	вул. Дніпровська набережна (відрізок 3)	330458,03	5586349,84	330528,25	5586015,76	30
6	вул. Урлівська, 15	330824,63	5586779,60	330937,87	5586582,75	10
7	пр-т Соборності (відрізок 1)	330469,77	5590094,78	330922,76	5590296,96	25
8	пр-т Соборності (відрізок 2)	330941,64	5590306,07	331325,28	5590472,39	20
9	вул. Тростянецька	332781,72	5587261,36	333295,68	5587740,84	20
10	вул. Ревуцького (відрізок 1)	332850,57	5586844,14	333070,25	5586183,48	40
11	пр-т Ю. Гагаріна	331458,38	5590706,34	331800,44	5591508,04	30
12	вул. Червоноткацька	330917,53	5591527,31	331281,69	5591672,24	10
13	вул. Г. Хоткевича	331830,64	5592387,5	331992,65	5591986,52	20
14	вул. Ялтинська (відрізок 1)	333193,55	5589220,09	333280,66	5588969,95	10
15	вул. Привокзальна (район перехрестя з вул. Бориспільська)	332963,36	5589176,78	333157,05	5589247,34	20

Продовж. табл. Б.3

1	2	3	4	5	6	7
16	вул. Ялтинська (відрізок 2)	333282,76	5588961,74	333467,07	5588431,83	10
17	пр-т П. Тичини (відрізок 1)	329027,72	5588949,71	329582,72	5588937,34	15
18	пр-т П. Тичини (відрізок 2)	329723,41	5588997,63	329995,50	5589172,33	15
19	вул. І. Миколайчука	329186,95	5589257,36	329743,50	5589594,38	10
20	пр-т Бажана (відрізок 2)	333372,98	5585920,52	334159,59	5586074,45	40
21	вул. Харківське ш. (район вул. Сімферопольська)	332854,69	5588385,29	333019,49	5588269,32	20
22	вул. Сімферопольська	332993,04	5588309,00	332964,56	5588443,28	10
23	вул. Г. Ахматової	332181,02	5587016,93	332661,70	5587189,37	20
24	вул. Ревуцького (відрізок 2)	332845,76	5586862,36	332762,66	5587154,53	10
25	вул. Ревуцького (відрізок 3)	332610,77	5587516,38	332675,10	5587258,17	10
26	Дарницька пл.	331531,93	5590454,41	331444,19	5590613,36	20
27	вул. Архітектора Вербицького	333410,05	5586735,11	333183,95	5586926,07	10
<i>Регульовані перехрестя</i>						
П-1	вул. Харківське ш. - вул. Тростянецька					
	вул. Тростянецька	333302,38	5587749,81	333496,16	5587928,27	20
	вул. Харківське шосе	333318,61	5587979,64	333504,28	5587787,66	20
П-2	пр-т П. Григоренка - вул. Драгоманова					
	пр-т П. Григоренко (відрізок 1)	331671,18	5586140,80	331753,63	5585994,94	10
	пр-т П. Григоренко (відрізок 2)	331794,85	5585992,82	331820,22	5585870,21	20
	пр-т П. Григоренко (відрізок 3)	331793,80	5586006,56	331751,52	5586153,49	10
	вул. Драгоманова	331803,99	5586001,18	331980,38	5586040,04	15
П-3	вул. Привокзальна - вул. Харківське шосе					
	вул. Харківське шосе	332079,17	5588972,99	332351,18	5588642,31	20
	вул. Привокзальна	332733,94	5589091,03	332225,68	5588874,39	20

Продовж. табл. Б.3

1	2	3	4	5	6	7
П-4	вул. Г. Ахматової - пр-т П. Григоренко					
	вул. Г. Ахматової, (відрізок 1)	331105,93	5586620,88	331479,39	5586762,22	20
	вул. Г. Ахматової, (відрізок 2)	331504,87	5586766,92	331855,85	5586899,15	20
П-5	вул. Архітектора Вербицького - вул. Харківське шосе					
	вул. Архітектора Вербицького	334452,39	5586788,80	334332,37	5586658,38	15
	вул. Харківське шосе	334166,02	5587104,20	334456,31	5586794,67	15
П-6	вул. Дніпровська набережна- вул. Княжий Затон					
	вул. Княжий Затон	330546,53	5585977,91	330692,58	5585997,79	10
	вул. Дніпровська набережна	330531,31	5585970,30	330539,22	5585679,42	30

Таблиця Б.4

**Викиди забруднюючих речовин на ділянках досліджуваних автодоріг та перехресть
(для внесення до моделі ISC-AERMOD View v.9.3)**

Назва ділянки автодороги / перехрестя	Викиди забруднюючих речовин, г/с					
	CO	NO ₂	SO ₂	NMHC	PM ₁₀	CH ₂ O
<i>Ділянки автодоріг</i>						
вул. І. Сергієнка	4,36E-01	8,78E-02	4,45E-03	2,13E-01	1,64E-02	3,46E-03
вул. Харківське шосе, 4 (район Дарницької пл.)	3,01E+00	7,73E-01	4,32E-02	1,19E+00	1,24E-01	2,04E-02
Дарницька пл.	5,85E-01	1,56E-01	7,96E-03	1,30E-01	2,36E-02	2,51E-03
пр-т Бажана (район ст.м. Харківська, відрізок 1)	5,15E+00	5,71E-01	6,19E-02	3,54E+00	2,85E-01	3,10E-02
пр-т Бажана (відрізок 2)	5,44E+00	6,31E-01	3,33 E-02	3,60E-01	1,25E-01	5,25E-02
вул. Дніпровська набережна (район ст. м. Осокорки, відрізок 1)	8,27E-01	8,11E-02	8,14E-03	6,98E-01	5,25E-02	4,75E-03
вул. Дніпровська набережна (відрізок 2)	5,17E+00	1,57E+00	5,08E-02	1,25E+00	1,50E-01	1,86E-02
вул. Дніпровська набережна (відрізок 3)	1,37E+00	4,59E-01	1,48E-02	3,81E-01	1,19E-02	5,42E-03
вул. Урлівська, 15	3,06E-01	5,06E-02	2,57E-03	1,99E-01	1,50E-02	1,03E-03
пр-т Соборності (відрізок 1)	2,45E+00	4,38E-01	1,72E-02	3,26E+00	9,37E-02	1,47E-02
пр-т Соборності (відрізок 2)	3,27E+00	7,77E-01	3,25E-02	1,81E-01	2,50E-01	1,59E-02
вул. Тростянецька	1,66E+00	3,44E-01	1,05E-02	4,94E-01	4,91E-02	7,30E-03
вул. Ревуцького (відрізок 1)	1,48E+00	4,89E-01	8,02E-03	2,90E-01	4,84E-02	1,12E-02
вул. Ревуцького (відрізок 2)	8,37E-01	5,92E-02	1,68E-03	5,18E-02	1,24E-02	3,41E-03
вул. Ревуцького (відрізок 3)	8,18E-01	6,22E-02	8,69E-04	7,20E-02	1,25E-02	3,81E-03
вул. Г. Ахматової	1,19E+00	2,92E-01	7,28E-03	4,00E-01	6,02E-02	4,93E-03
вул. Архітектора Вербицького	2,29E+00	2,63E-01	9,44E-03	3,53E-01	3,52E-02	1,16E-02
пр-т Ю. Гагаріна	4,53E+00	7,00E-01	3,19E-02	5,54E+00	2,43E-01	2,92E-02
вул. Червоноткацька	1,94E-01	3,63E-02	4,88E-04	1,53E-01	6,77E-03	5,24E-04

Продовж. табл. Б.4

1	2	3	4	5	6	7
вул. Г. Хоткевича	2,19E+00	6,82E-01	1,13E-02	5,59E-01	5,58E-02	8,69E-03
вул. Ялтинська (відрізок 1)	3,28E-01	4,45E-02	1,04E-03	4,27E-02	5,11E-03	2,00E-03
вул. Ялтинська (відрізок 2)	1,23E+00	1,68E-01	4,52E-03	1,03E-01	3,83E-02	7,13E-03
вул. Привокзальна (район перехрестя з вул. Бориспільська)	1,35E+00	1,66E-01	2,53E-03	1,20E-01	8,26E-03	1,51E-03
пр-т П. Тичини (відрізок 1)	1,18E+00	4,18E-01	1,29E-02	8,96E-02	6,97E-02	5,43E-03
пр-т П. Тичини (відрізок 2)	6,97E-01	2,48E-01	7,65E-03	5,31E-02	4,13E-02	3,22E-03
вул. І. Миколайчука	1,30E+00	8,06E-01	2,52E-02	1,19E+00	2,50E-01	4,01E-03
вул. Харківське ш. (район вул. Сімферопольська)	6,08E-01	1,93E-01	5,05E-03	1,68E-01	2,04E-02	2,69E-03
вул. Сімферопольська	1,13E-01	2,90E-02	9,34E-04	3,10E-02	3,04E-03	4,02E-04
<i>Регульовані перехрестя</i>						
вул. Харківське ш. - вул. Тростянецька						
вул. Тростянецька	5,35E-01	8,40E-02	1,76E-03	3,52E-02	1,22E-02	1,62E-03
вул. Харківське ш.	5,98E-01	1,37E-01	2,23E-03	5,50E-02	1,75E-02	3,36E-03
ділянка перехрестя	6,90E-01	5,11E-02	1,48E-03	5,66E-02	3,25E-02	8,90E-03
пр-т П. Григоренка - вул. Драгоманова						
пр-т П. Григоренко (відрізок 1)	3,51E-01	5,46E-02	2,97E-03	1,02E-01	8,27E-03	9,67E-04
пр-т П. Григоренко (відрізок 2)	3,99E-01	6,85E-02	1,75E-03	1,23E-01	9,77E-03	1,34E-03
пр-т П. Григоренко (відрізок 3)	2,28E-01	3,87E-02	1,19E-03	6,96E-02	5,55E-03	7,52E-04
вул. Драгоманова	2,84E-01	4,85E-02	2,38E-03	8,70E-02	6,93E-03	9,47E-04
ділянка перехрестя	7,43E-01	5,71E-02	1,69E-03	1,50E-01	3,08E-02	1,10E-02
вул. Привокзальна - вул. Харківське шосе						
вул. Харківське шосе	1,49E+00	1,67E-01	8,72E-03	4,84E-01	5,37E-02	9,77E-03
вул. Привокзальна	1,61E+00	1,92E-01	9,25E-03	5,23E-01	5,95E-02	1,11E-02
ділянка перехрестя	5,55E-01	4,97E-02	1,62E-03	1,36E-01	2,93E-02	1,39E-02

Продовж. табл. Б.4

1	2	3	4	5	6	7
вул. Г. Ахматової - пр-т П. Григоренко						
вул. Г. Ахматової, (відрізок 1)	1,20E+00	1,13E-01	5,36E-03	3,17E-01	2,72E-02	2,41E-03
вул. Г. Ахматової, (відрізок 2)	1,32E+00	1,62E-01	2,87E-03	4,17E-01	1,66E-02	4,92E-03
ділянка перехрестя	1,53E-01	4,44E-02	4,73E-04	4,71E-01	2,50E-02	2,52E-03
вул. Архітектора Вербицького - вул. Харківське шосе						
вул. Архітектора Вербицького	2,04E-01	3,18E-02	1,03E-03	4,76E-02	5,75E-03	1,29E-03
вул. Харківське шосе	1,46E+00	2,06E-01	9,92E-03	4,04E-01	3,92E-02	7,40E-03
ділянка перехрестя	2,32E-01	1,80E-02	5,88E-04	3,69E-02	1,10E-02	2,64E-03
вул. Дніпровська набережна- вул. Княжий Затон						
вул. Княжий Затон	1,04E-01	1,21E-02	9,59E-04	3,01E-02	2,70E-03	3,13E-04
вул. Дніпровська набережна	9,43E-01	1,23E-01	8,57E-03	3,00E-01	1,19E-02	3,76E-03
ділянка перехрестя	2,46E-01	2,83E-02	3,99E-03	3,24E-02	1,19E-02	3,04E-03

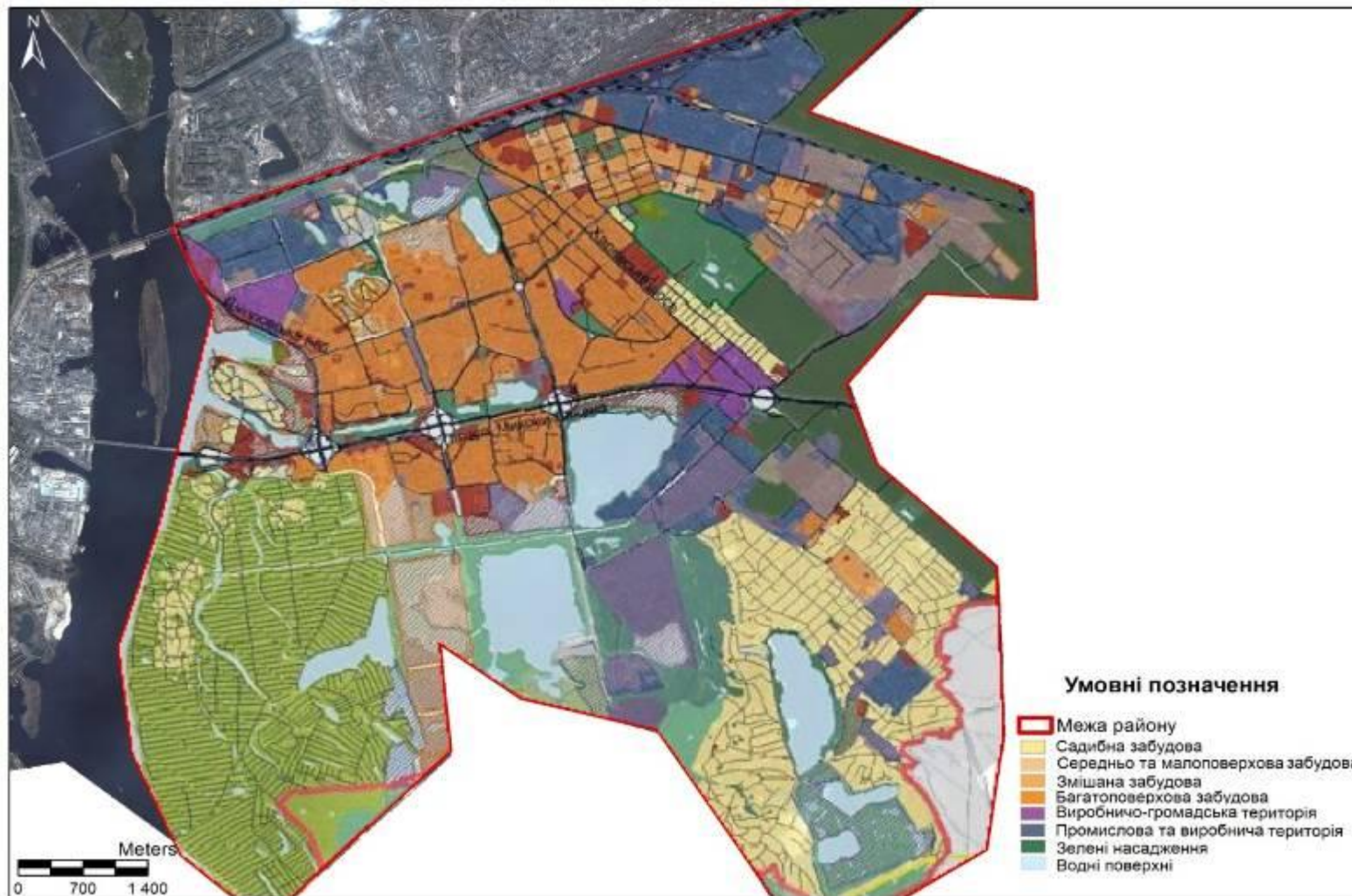


Рис. Б.1 Основні типи землекористування у Дарницькому районі м. Київ відповідно до генерального плану міста

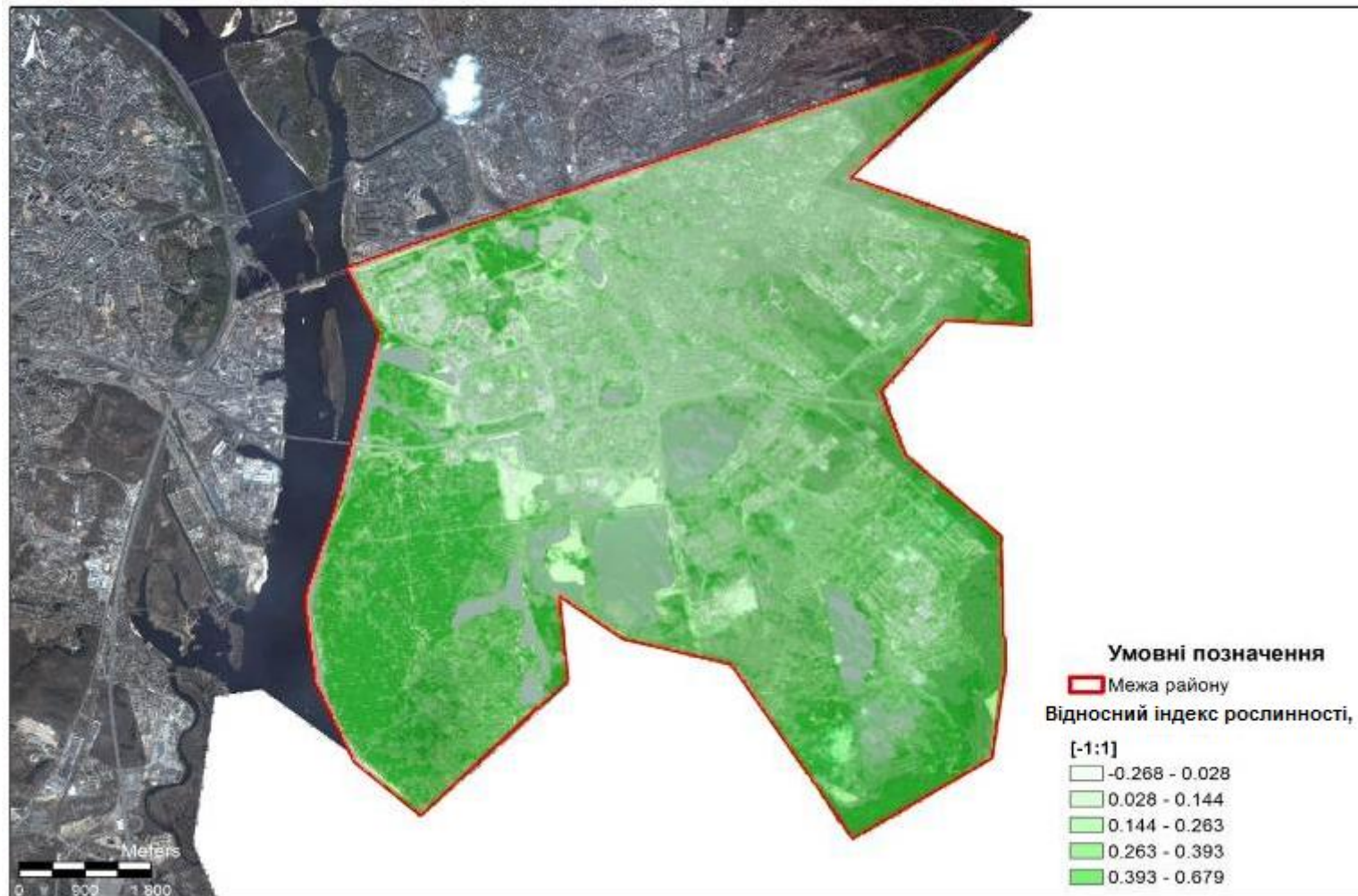


Рис. Б.2 Відносний індекс рослинності для Дарницького району м. Київ за даними космічного знімку території дослідження Landsat-TM (USGS)

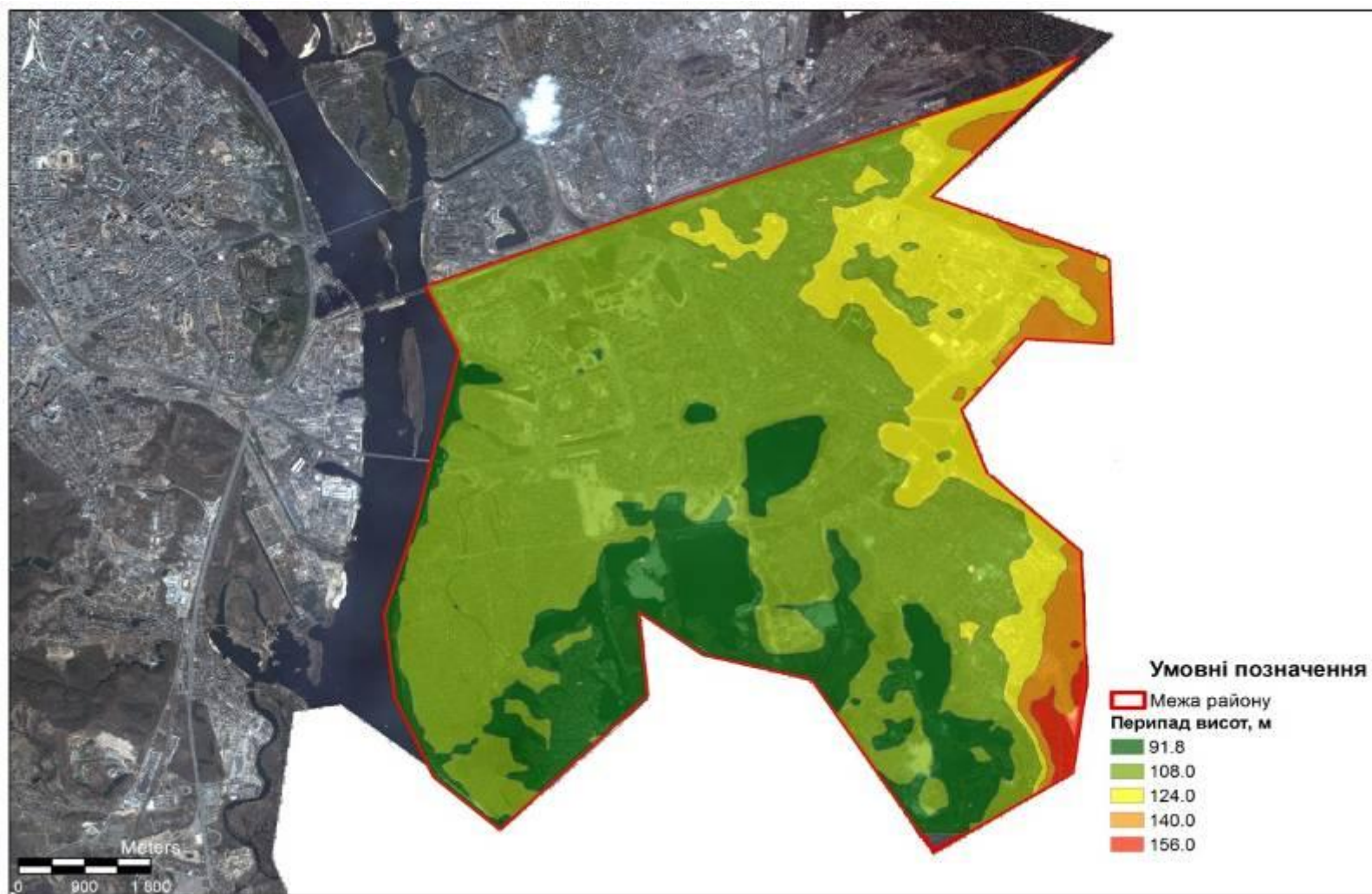


Рис. Б.3 Висотні відмітки рельєфу для Дарницького району м. Київ за даними радарної топографічної зйомки (SRTM30, USGS)

ДОДАТОК В

Карти розсіювання усереднених 1-, 24-годинних та річних концентрацій забруднюючих речовин, обумовлених викидами автотранспорту, на території Дарницького та Дніпровського районів м. Києва (за результатами моделювання за допомогою ISC-AERMOD View v. 9.3)

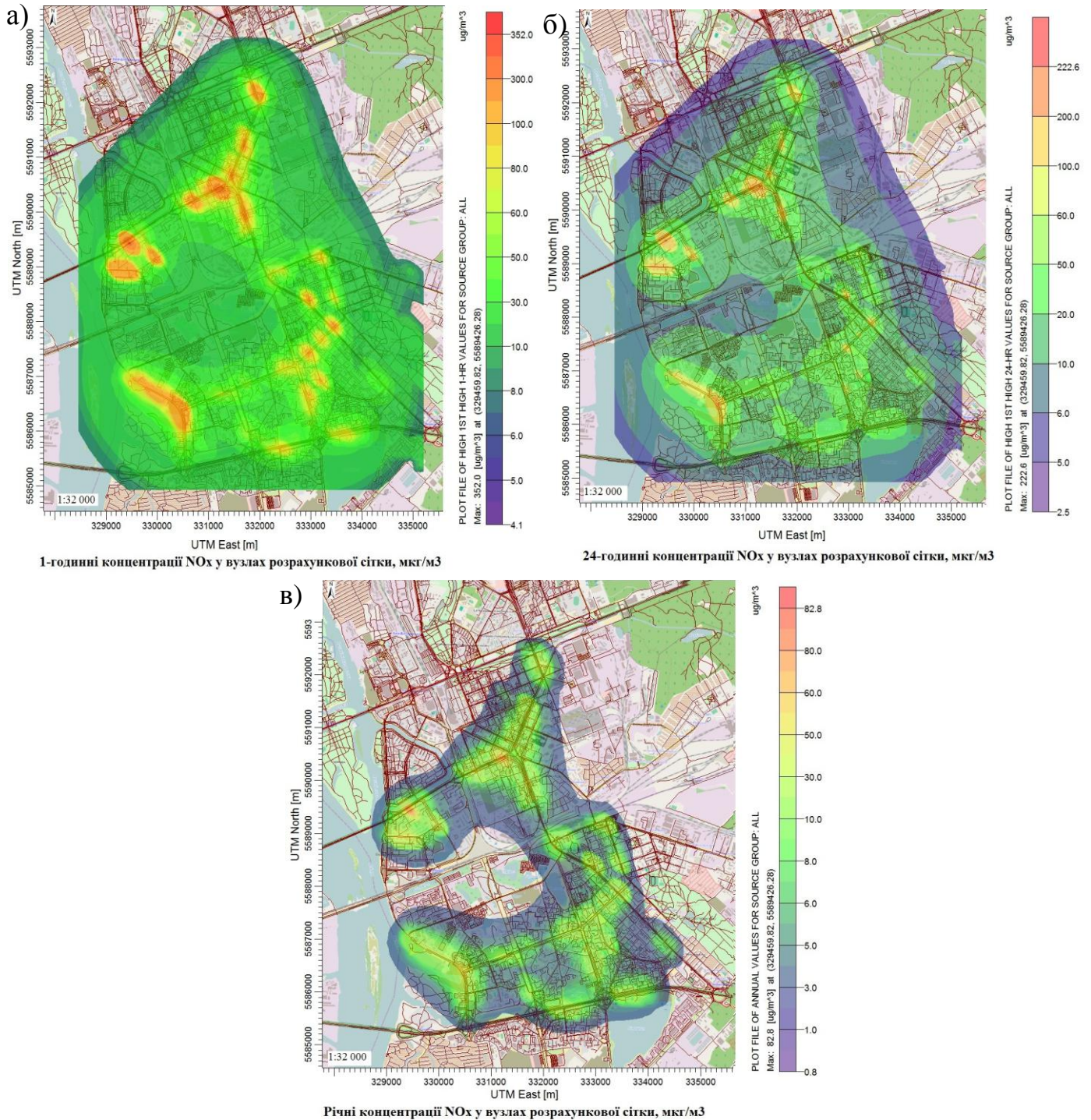


Рис. В.1 Розсіювання усереднених 1- (а), 24-годинних (б) та річних (в) концентрацій азоту діоксиду у вузлах розрахункової сітки

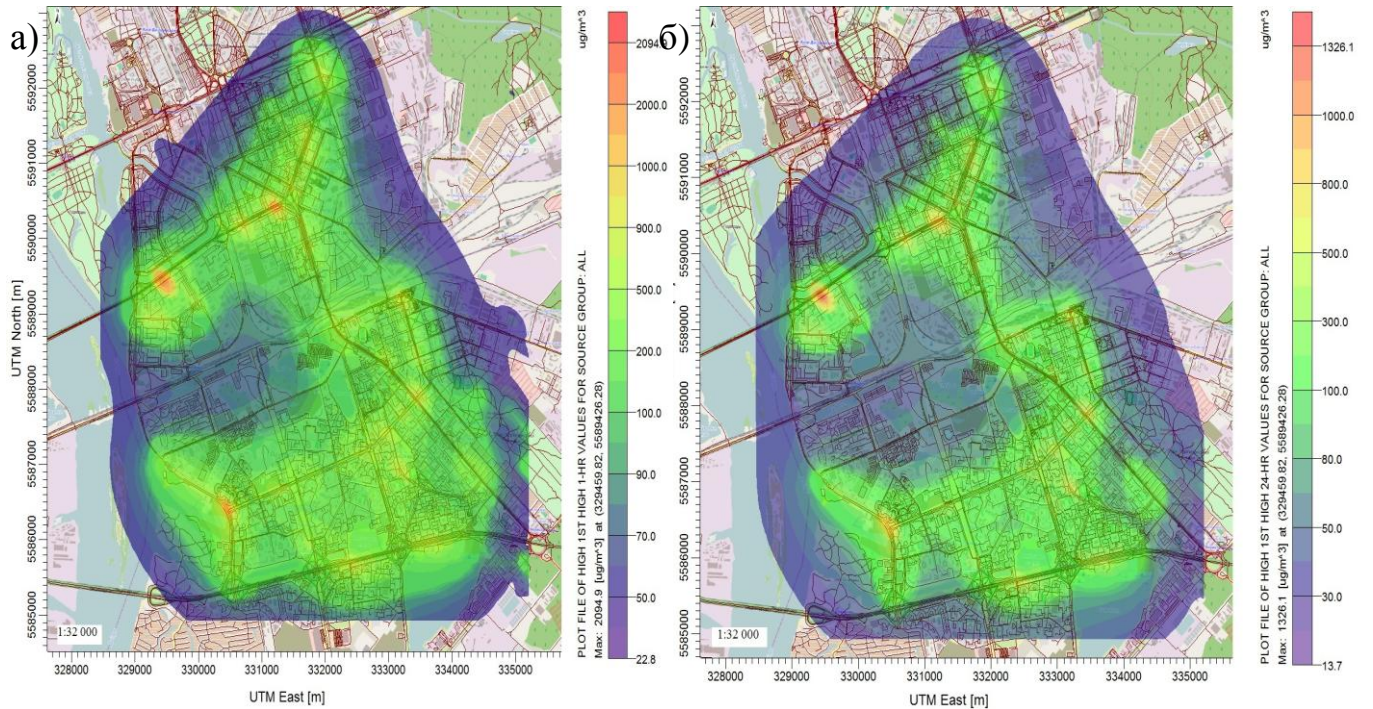
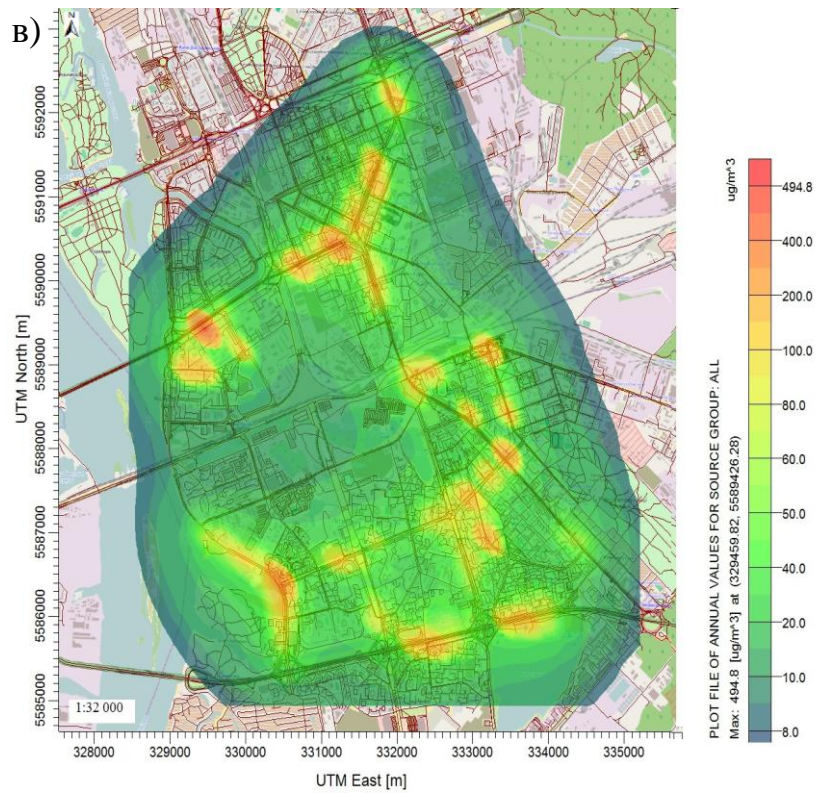
1-годинні концентрації CO у вузлах розрахункової сітки, мкг/м³24-годинні концентрації CO у вузлах розрахункової сітки, мкг/м³Річні концентрації CO у вузлах розрахункової сітки, мкг/м³

Рис. В.2 Розсіювання усереднених 1- (а), 24-годинних (б) та річних (в) концентрацій оксиду вуглецю у вузлах розрахункової сітки

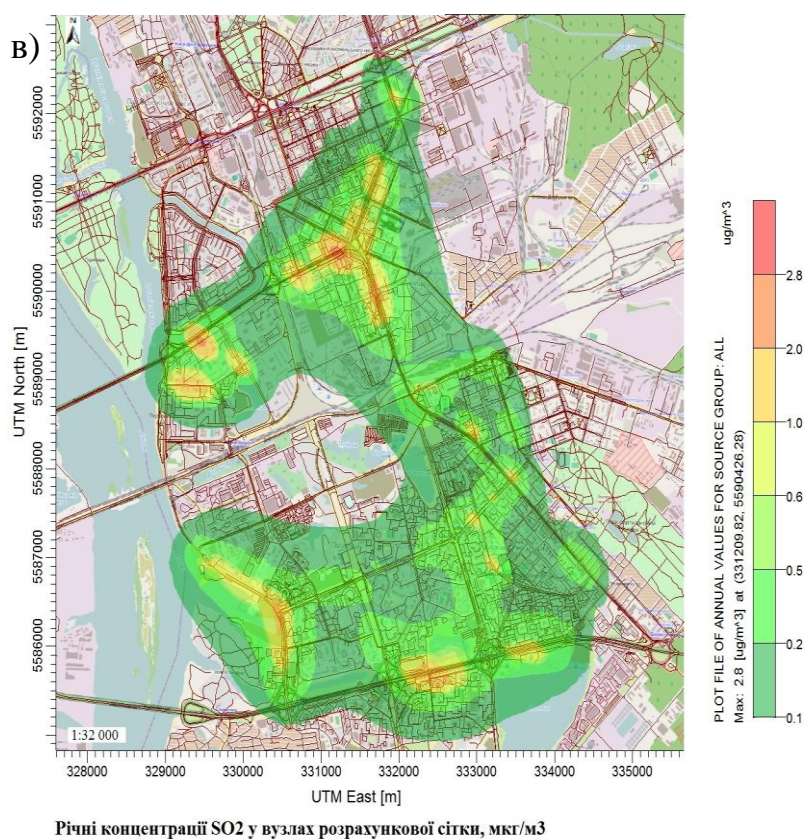
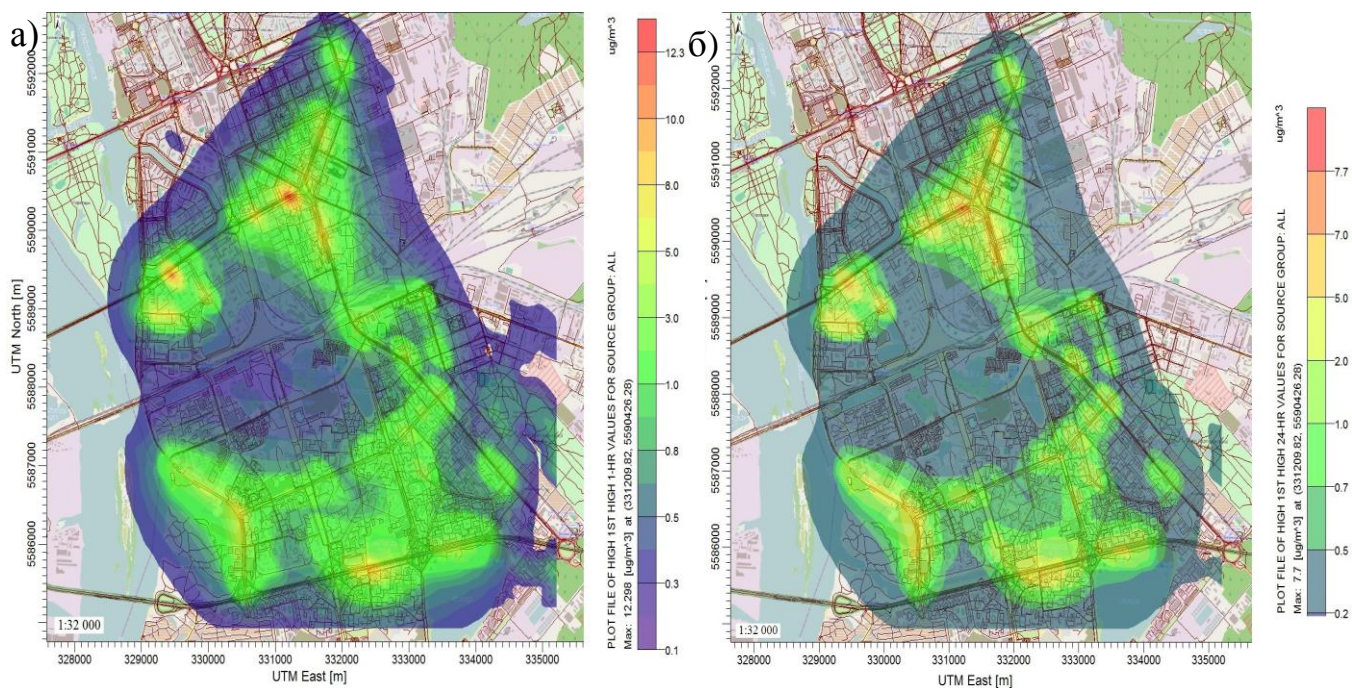


Рис. В.3 Розсіювання усереднених 1-, 24-годинних та річних концентрацій сірки діоксиду у вузлах розрахункової сітки

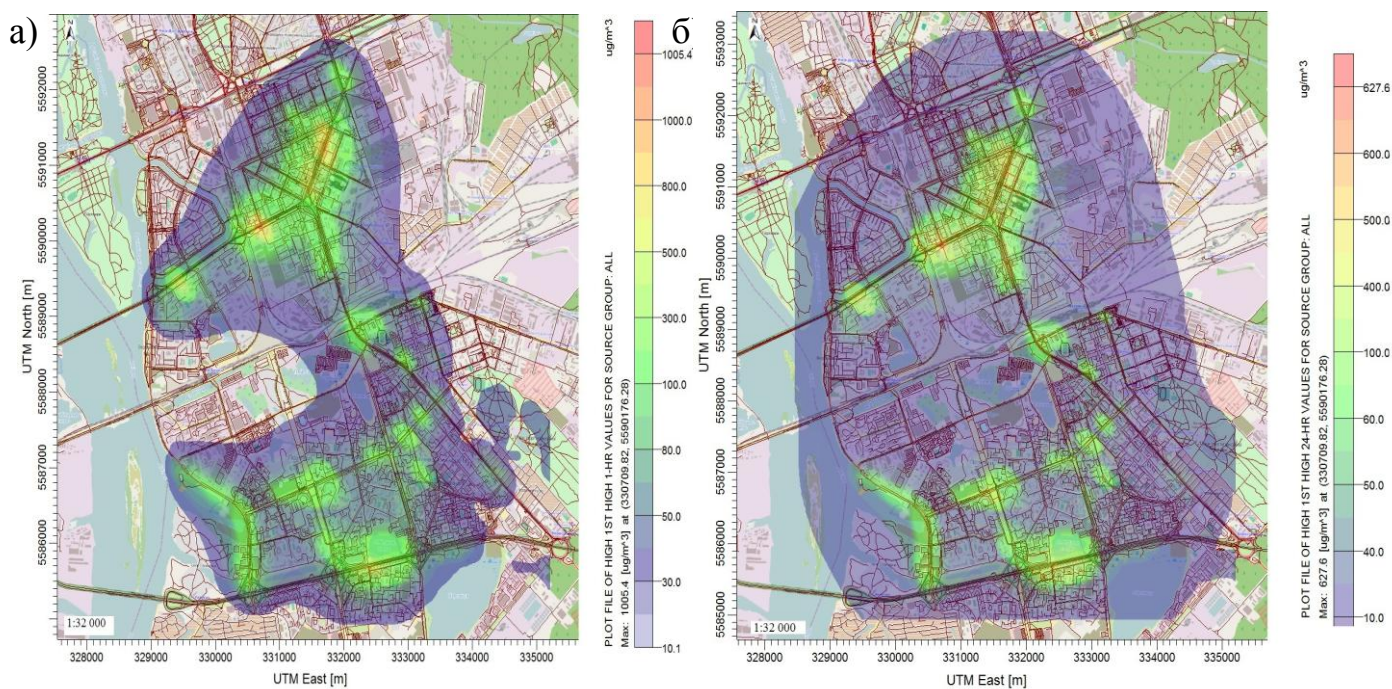
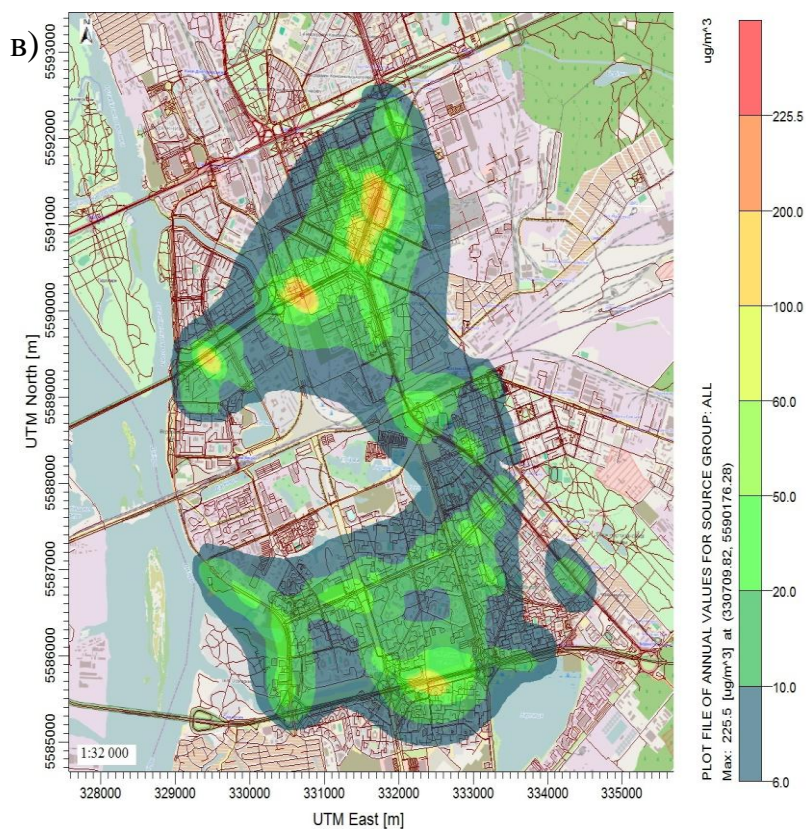
1-годинні концентрації неметанових вуглеводнів у вузлах розрахункової сітки, мкг/м³24-годинні концентрації неметанових вуглеводнів у вузлах розрахункової сітки, мкг/м³Річні концентрації неметанових вуглеводнів у вузлах розрахункової сітки, мкг/м³

Рис. В.4 Розсіювання усереднених 1- (а), 24-годинних (б) та річних (в) концентрацій неметанових вуглеводнів у вузлах розрахункової сітки

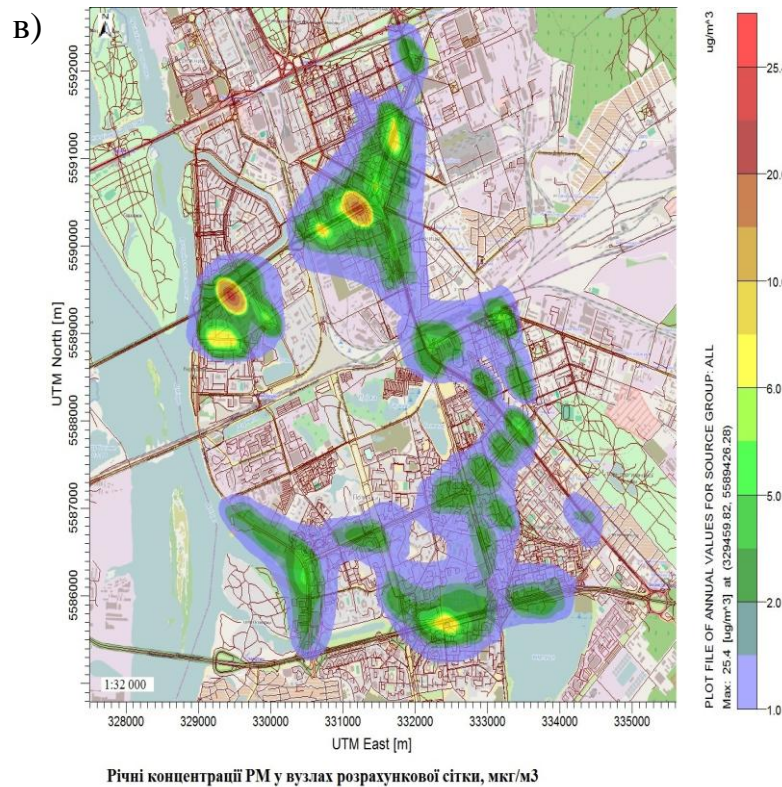
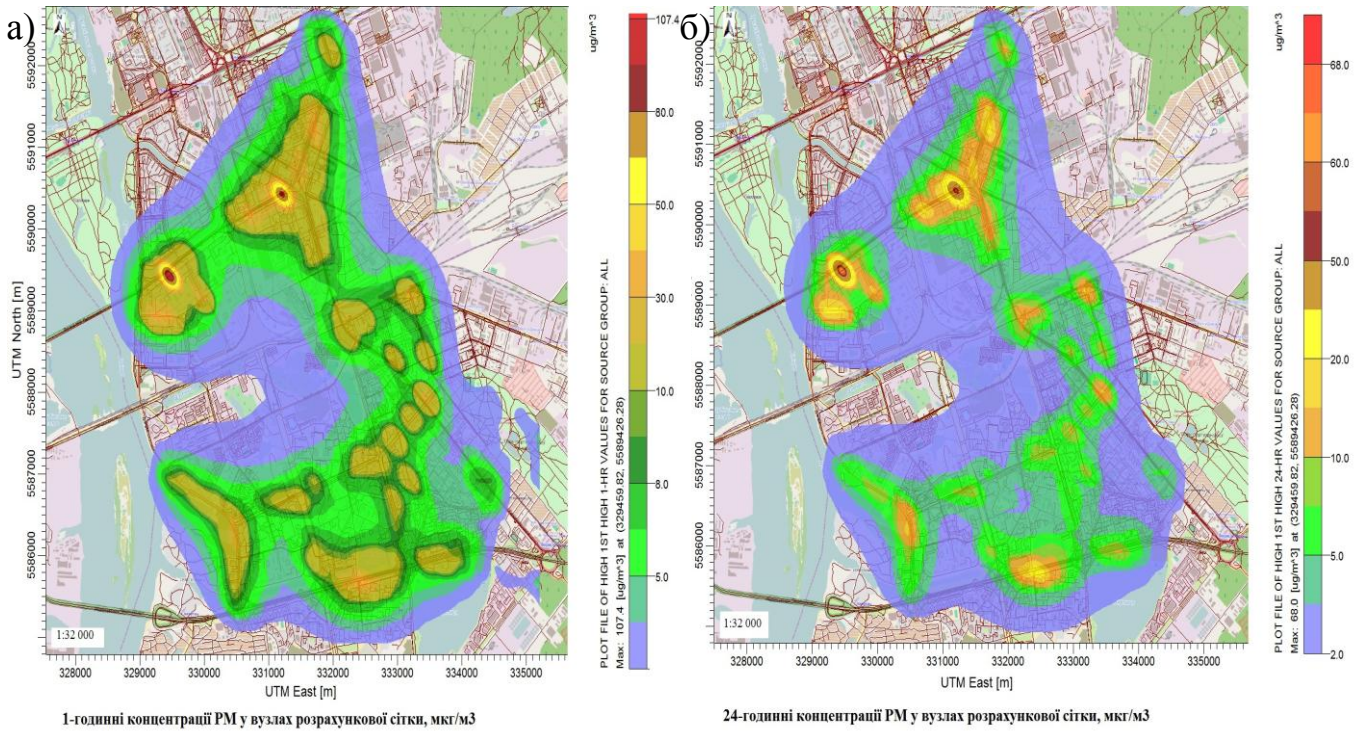


Рис. В.5 Розсіювання усереднених 1- (а), 24-годинних (б) та річних (в) концентрацій річних концентрацій зважених часток РМ₁₀ у вузлах розрахункової сітки

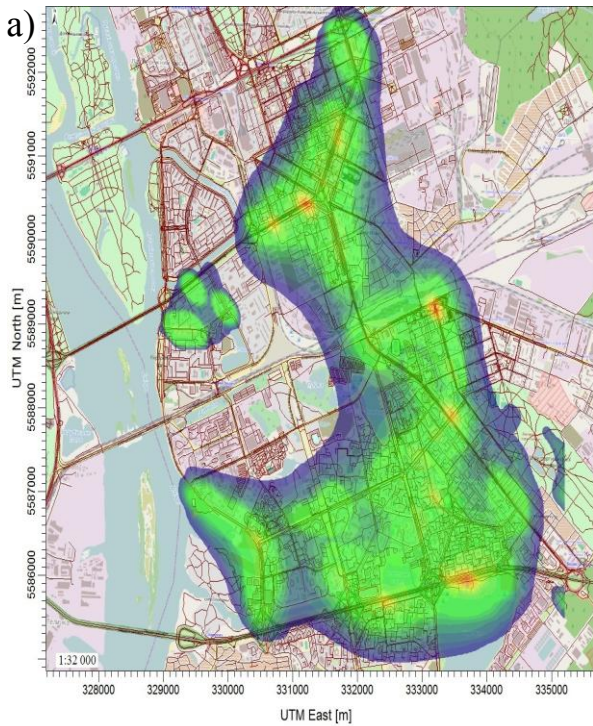
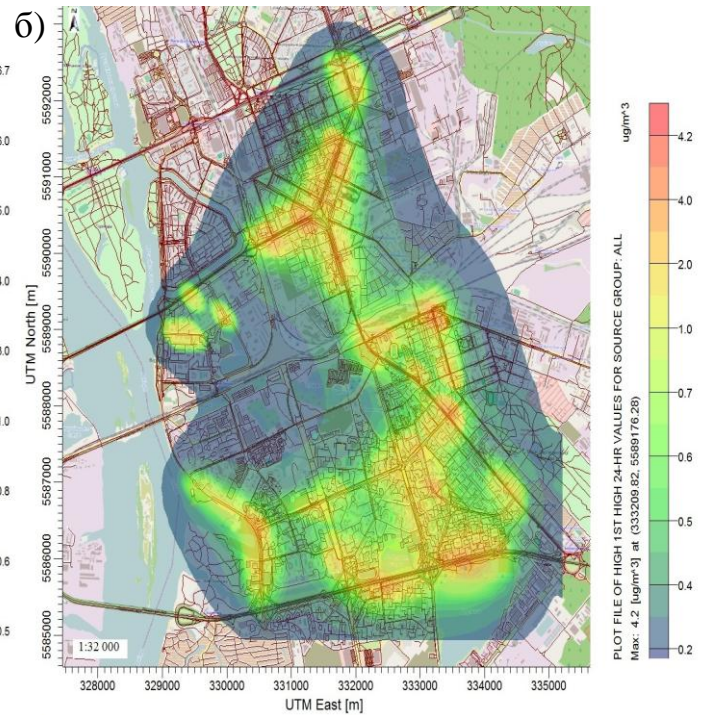
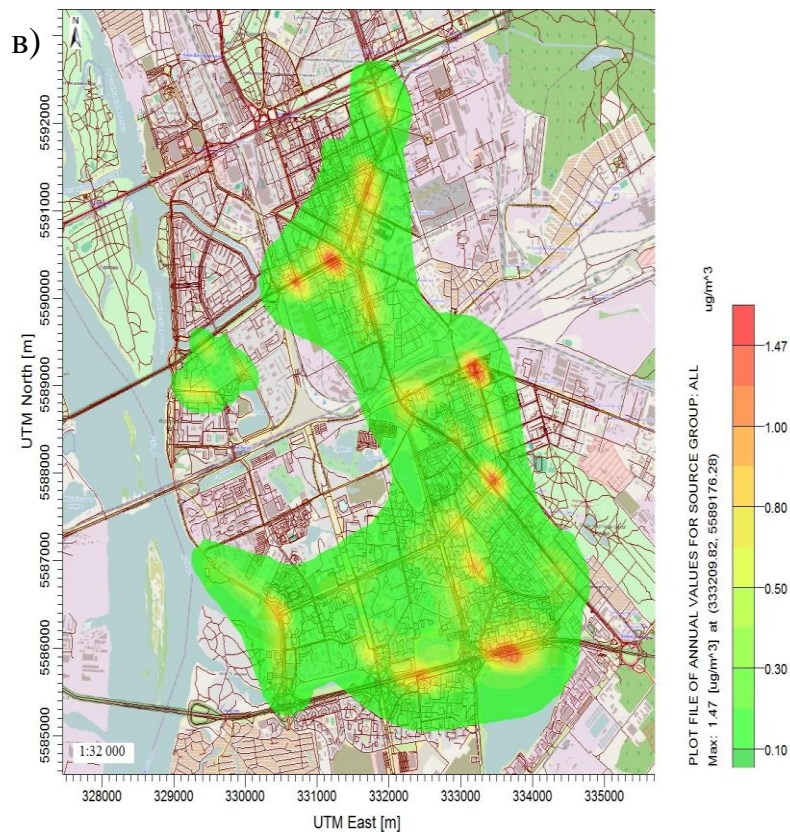
1-годинні концентрації формальдегіду у вузлах розрахункової сітки, мкг/м³24-годинні концентрації формальдегіду у вузлах розрахункової сітки, мкг/м³Річні концентрації формальдегіду у вузлах розрахункової сітки, мкг/м³

Рис. В.6 Розсіювання усереднених 1- (а), 24-годинних (б) та річних (в) концентрацій формальдегіду у вузлах розрахункової сітки