

"Имам удоволствието да препоръчам книгата на доцент Джамбов и неговите колеги на читателите в България и извън нея, независимо дали те просто търсят информация за замърсяването на въздуха и неговите последици за здравето, планират собствени изследвания или ще я използват, за да усвоят по-добре основните понятия в епидемиологията на околната среда и да подобрят уменията си за критична оценка на съществуващите доказателства, както и за транслиране и прилагане на изследванията в практика и действията за по-чист въздух."

Проф. д-р Зорана Андерсен
Копенхагенски университет, Дания

Епидемиология на замърсяването
на въздуха и здравето

Епидемиология на замърсяването на въздуха и здравето

Ангел М. Джамбов

Ангел М. Джамбов

$$y = \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \dots + \beta_n x_n$$

ISBN 978-619-7205-40-4



9 786197 205404 >

**ЕПИДЕМИОЛОГИЯ
НА ЗАМЪРСЯВАНЕТО НА ВЪЗДУХА
И ЗДРАВЕТО**

Ангел М. Джамбов

Пловдив, 2025

Епидемиология на замърсяването на въздуха и здравето

ПЪРВО ИЗДАНИЕ

© Доц. д-р Ангел М. Джамбов, дм, дмн – водещ автор, 2025 г.

В написването на подраздели 2.1.2, 2.1.3, 2.1.4, 2.1.5 и 2.1.6 участват:

Проф. Донка Димитрова, дм
Доц. д-р урб. Ангел Буров
Проф. д-р Марк Дж. Ниуенхаузен
Доц. д-р Яна Маркевич
Доц. д-р Марко Хелбих

Рецензенти:

Проф. д-р Зорана Андерсен
Проф. д-р Катарина Паунович, дм
Доц. д-р Ренета Димитрова

©Дизайн на корицата: Деян Петров
Издателство: Авто Принт ЕООД
Тираж 50 бр.

ISBN: 978-619-7205-40-4

Пловдив, 2025

Всички права запазени. Нито една част от тази книга не може да бъде размножавана, обработвана или разпространявана по какъвто и да било начин без писмено съгласие на автора.

EPIDEMIOLOGY OF AIR POLLUTION AND HEALTH

Angel M. Dzhambov

Plovdiv, 2025

Epidemiology of air pollution and health

FIRST EDITION

© Assoc. Prof. Angel M. Dzhambov, MD, PhD, DSc – Lead author,
2025

Contributors to subsections 2.1.2, 2.1.3, 2.1.4, 2.1.5 and 2.1.6:

Prof. Donka Dimitrova, MSc, MSSc, MPH, PhD
Assoc. Prof. Angel Burov, PhD
Prof. Mark J. Nieuwenhuijsen, PhD
Assoc. Prof. Iana Markevych, PhD
Assoc. Prof. Marco Helbich, PhD

Reviewers:

Prof. Zorana Andersen, PhD
Prof. Katarina Paunović, MD, PhD
Assoc. Prof. Reneta Dimitrova, PhD

©Book cover design: Deyan Petrov
Publisher: Avto Print Ltd.
Total print 50

ISBN: 978-619-7205-40-4

Plovdiv, 2025

All rights reserved. No part of this book may be reproduced, processed or distributed in any way without the explicit written consent of the author.

ЕПИДЕМИОЛОГИЯ НА ЗАМЪРСЯВАНЕТО НА ВЪЗДУХА И ЗДРАВЕТО

Ангел М. Джамбов

**Авто принт
Пловдив, 2025**

Финансиране и конфликт на интереси

Провеждането на епидемиологичното проучване и кампанията за измерване на азотен диоксид в град Пловдив, описани в този труд, са финансирани по „Програма за стратегически изследвания и иновации за развитие на МУ – Пловдив (ПСНИИР-МУП)“, Договор № BG-RRP-2.004-0007-C01, Стълб 2: Създаване на мрежа от изследователски висши училища на Програмата за ускоряване на икономическото възстановяване и трансформация чрез наука и иновации от компонент „Иновативна България“ на Националния план за възстановяване и устойчивост, финансиран от Европейския съюз – NextGenerationEU.

Авторите декларират, че нямат известни конфликти на интереси, които биха могли да повлияят на работата, описана в този труд.

Съдържание

Рецензии	viii
Предговор	xvii
<i>Ангел М. Джамбов</i>	
Водещ автор.....	xxii
Сътрудници	xxiii
Списък на използваните съкращения	xxv

Част I: Епидемиология на замърсяването на въздуха	1
--	----------

Ангел М. Джамбов

1.1. Характеристики и разпространение на замърсяването на въздуха	1
1.1.1. Източници и замърсители на въздуха	1
1.1.2. Препоръки за качеството на атмосферния въздух и гранични стойности	9
1.1.3. Тенденции в експозицията на населението на основни замърсители на въздуха	13
1.2. Епидемиологични проучвания и замърсяване на въздуха	24
1.2.1. Същност на епидемиологичния подход	24
1.2.2. Видове и дизайн на епидемиологични проучвания	26
1.3. Подходи за оценка на въздействието върху здравето	40

1.4. Замяръсяване на въздуха, здраве и благополучие	47
1.4.1. Пътища за повлияване на здравето от замяръсения въздух	47
1.4.2. Свързани със замяръсяването на въздуха заболяемост и смъртност	51
1.4.3. Субективна оценка и психофизиологичен стрес от замяръсяването на въздуха	64
1.5. Обобщение	68
 Част II: Епидемиологично проучване на замяръсяването на въздуха и здравето в град Пловдив	 70
 2.1. Материал и методи	 71
2.1.1. Цел, работна хипотеза, задачи и постановка <i>Ангел М. Джамбов</i>	71
2.1.2. Място на провеждане на проучването <i>Ангел М. Джамбов, Ангел Буров</i>	74
2.1.3. Количествено социологическо проучване <i>Ангел М. Джамбов, Донка Димитрова, Ангел Буров, Яна Маркевич, Марко Хелбих, Марк Дж. Ниуенхаузен</i>	76
2.1.4. Въпросник и здравни резултати <i>Ангел М. Джамбов, Донка Димитрова, Ангел Буров, Яна Маркевич, Марко Хелбих, Марк Дж. Ниуенхаузен</i>	79
2.1.5. Замягляващи и модифициращи ефекта фактори ... <i>Ангел М. Джамбов, Донка Димитрова, Ангел Буров, Яна Маркевич, Марко Хелбих, Марк Дж. Ниуенхаузен</i>	82
2.1.6. Измервания на азотен диоксид <i>Ангел М. Джамбов, Ангел Буров, Яна Маркевич, Марк Дж. Ниуенхаузен</i>	84
2.1.7. Пространствено статистическо моделиране на азотен диоксид и оценка на експозицията <i>Ангел М. Джамбов</i>	89
2.1.8. Биостатистически анализ <i>Ангел М. Джамбов</i>	95

2.2. Резултати	100
<i>Ангел М. Джамбов</i>	
2.2.1. Регресионен модел за земеползване за азотен диоксид	100
2.2.2. Описание на показателите за замърсяване на въздуха	108
2.2.3. Описание на участниците в проучването и двумерни корелации	113
2.2.4. Многомерен модел на замърсяване на въздуха и здравен статус	120
2.2.5. Многомерен модел на безпокойство поради замърсяване на въздуха	127
 Част III: Обсъждане и интерпретация	132
<i>Ангел М. Джамбов</i>	
3.1. Общо обсъждане на резултатите	132
3.2. Методология на набиране на данните в проучването.....	142
3.3. Подходи за определяне на експозицията .	151
3.4. Географски информационни системи в епидемиологията	169
3.5. Заключителни бележки	175
 Библиография	180
 Приложения	220

Рецензии

Рецензия¹

Проф. д-р Зорана Андерсен

Специалист по епидемиология на околната среда

Група по епидемиологи на околната среда,

Секция по околна среда и здраве,

Катедра по обществено здраве,

Копенхагенски университет,

Øster Farimagsgade 5, 1353, Копенхаген, Дания

С удоволствие прочетох книгата „Епидемиология на замърсяването на въздуха и здравето“ на Ангел М. Джамбов и неговите колеги. Книгата е вдъхновена от нарастващия обществен интерес и ангажираност към здравните ефекти от замърсяването на въздуха в България през последните години, както и от зачестилите действия и инициативи на граждански организации, медии и здравни специалисти за подобряване на качеството на въздуха. Освен това книгата е продиктувана от принципа, че научните изследвания трябва да подкрепят действията на властите, основани на доказателства, за да се вземат най-добрите решения за управление и контрол на замърсяването на въздуха и неговите последици за здравето. В подкрепа на този принцип книгата има за цел да предостави изчерпателно въведение в областта на епидемиологията на околната среда/замърсяването на въздуха, като основа за изграждане на капацитет в тази област в България, за широк спектър от всички специалисти, работещи в областта на околната среда и здравето. Книгата е успяла да постигне това, а продуктът е висококачествена монография по епидемиология на околната среда, която лесно може да се използва

¹ Превод на рецензията от английски език.

извън границите на България, но остава вярна на първоначалната си цел, с богати илюстрации на концепциите в епидемиологията на околната среда върху данни и примери за замърсяването на въздуха и здравето от България. По този начин тази книга представлява значителен принос в областта и отличен пример за това как една монография по епидемиология на околната среда може да бъде адаптирана към местните нужди, контекст и интерес и да се превърне в основа за изграждане на капацитет в район с големи екологични проблеми, но с липса на инвестиции и капацитет в тази област, какъвто е България, една от най-замърсените страни в Европа.

В първата част на книгата е направен преглед на традиционните и новите източници на замърсяване, разпределението на замърсяването на въздуха, основните източници и тенденциите във времето в България, като са сравнени местните и световните нива и стандарти. В нея са описани и изследователските методи за епидемиологични проучвания и оценка на въздействието върху здравето, като са обсъдени техните предимства и ограничения, като тя е информативна и подробна, но и лесна за проследяване от начинаещи в областта и читатели с различен опит. Разделът за замърсяването на въздуха и здравето предоставя отличен преглед на основните заболявания, свързани със замърсяването на въздуха, както и насоките и необходимостта от данни при бъдещи проучвания. Втората част представя методологията и резултатите от мащабно епидемиологично проучване от Пловдив, изследващо влиянието на замърсяването на въздуха върху кардиометаболитните заболявания, психичното здраве и общественото безпокойство, като служи като практически подробен наръчник за това как да се направи епидемиологично проучване в България. Методите са съвременни и стандарт в световен мащаб, а резултатите са критично оценени и контекстуализирани. В последния раздел са предложени иновативни политически мерки и действия за намаляване на излагането на замърсяване на въздуха и подобряване на здравето в България, които обаче са достатъчно общи и могат да бъдат приложими и на други места и в друг контекст.

Имам удоволствието да препоръчам книгата на доцент Джамбов и неговите колеги на читателите в България и извън нея, независимо дали те просто търсят информация за замърсяването на въздуха и неговите последици за здравето, планират собствени изследвания или ще я използват, за да усвоят по-добре основните понятия в епидемиологията на околната среда и да подобрят уменията си за критична оценка на съществуващите доказателства, както и за транслиране и прилагане на изследванията в практика и действия за по-чист въздух. Убедена съм, че тази книга ще допринесе значително за повишаване на капацитета в областта на замърсяването на въздуха и екологичната епидемиология в България, региона на Балканите, както и извън него. Поздравявам доцент Джамбов за ангажираността му с тази книга и с тази благородна кауза, необходима за осигуряването на ефикасни и устойчиви решения за така необходимия чист въздух и по-добро здраве в България в дългосрочен план.

Копенхаген, 11.06.2025 г.
Проф. д-р Зорана Йованович Андерсен

Рецензия²

Проф. д-р Катарина Паунович, дм
Специалист по обща хигиена и медицинска екология
Институт по хигиена и медицинска екология,
Медицински факултет, Белградски университет,
Dr Subotica 8, Белград, Сърбия

Книгата „Епидемиология на замърсяването на въздуха и здравето“ на Ангел М. Джамбов и неговите колеги представлява значителен принос в областта на околната среда и здравето, с приложения, които надхвърлят националните и регионалните граници. Тази разработка отива по-далеч от това да бъде стандартна професионална монография; освен това тя може да служи като цялостен учебник, по който може да бъде ефективно преподавано в университетите по целия свят. Като такава, книгата ще бъде безценна за всички професионалисти в областта на здравето и околната среда, епидемиолози, хигиенисти, експерти по обществено здраве, специалисти по превантивна медицина и всички, които се занимават с въздействието на факторите на околната среда върху здравето. Изданието представя утвърдени факти и нов поглед върху изследванията на замърсяването на въздуха и неговото въздействие върху човешкото здраве. Предоставената информация е точна, актуална и се основава на съответните резултати от международни изследвания. Съдържанието е достатъчно подробно, за да изпълни предназначението си, без да претоварва читателя. Освен това многобройните таблици, илюстрации и допълнителни материали допълват представената информация.

В първата част на разработката е направен обстоен преглед на традиционните и новите източници на замърсяване на въздуха и са разгледани разпространението и свойствата на основните замърсители. В нея се сравняват местните измервания и стандарти

²Превод на рецензията от английски език.

с други страни, региони и глобалната ситуация. Разделът, посветен на методологичните особености, предлага подробни насоки за провеждане на епидемиологични проучвания, като подчертава силните и слабите страни на всеки подход за изследване. Разделът за оценка на въздействието върху здравето е ключов за разбирането на това как изследователите оценяват приноса на замърсителите за здравните резултати и тежестта на заболяванията. Тази част завършва с очертаване на основните заболявания, свързани с излагането на замърсяване на въздуха. В нея се обсъждат потенциалните ползи от комбинирането в бъдещи изследвания на субективни оценки с обективни измервания.

Втората част на книгата представя резултатите от мащабно епидемиологично проучване, проведено в Пловдив. Проучването изследва връзката между експозицията на основните градски замърсители и появата на кардиометаболитни заболявания, безпокойството от замърсяването на въздуха и самооценката за лошо психично здраве сред жителите на града. Методологията е актуална и съответства на съвременните изследователски стандарти. Резултатите от проучването са критично оценени и сравнени с подобни проучвания от цял свят. Тази част е от голямо значение за повишаване на осведомеността относно мащабите на проблема сред широката общественост, специалистите по общественото здраве и заинтересованите страни в областта на науките за околната среда. Накрая, в последния раздел се предлагат няколко иновативни действия, които властите могат да предприемат, за да защитят гражданите от замърсения въздух и да сведат до минимум въздействието му върху тяхното здраве и благополучие.

След като прочетох английската версия и прегледах българската версия на тази книга, съм убедена, че нейното съдържание ще надхвърли очакванията на читателите както в България, така и в чужбина. Доцент Джамбов и неговите колеги заслужават похвала за дългогодишния си ангажимент към научните изследвания и за професионализма, който произтича от богатия им опит в тази област.

Белград, 15.05.2025 г.
Проф. д-р Катарина Паунович

Рецензия

Доц. д-р Ренета Димитрова

Специалист по метеорология и замърсяване на атмосферния
въздух

Катедра по метеорология и геофизика,
Физически факултет,
Софийски университет „Св. Климент Охридски“,
Бул. Джеймс Баучър 5, 1164 София, България

Предлаганата книга е един удивителен пример за цялостното представяне на различните аспекти на една много актуална и значима тема за влиянието на замърсяването на въздуха върху общественото здраве. Уловен е точния баланс между изчерпателно описание на постигнатото до тук в изследванията в областта на епидемиологията на околната среда в страната и света, с разработването на иновативен концептуален модел на комплексно въздействие на градската среда върху общественото здраве в град Пловдив. Представената научнообоснована и достоверна информация е поднесена по разбираем начин, като носи позитивно формулирани послания към гражданите за ползите от подобряване на качеството на въздуха.

Книгата е концептуално разделена на три части, като първата част представя проблема в по-общ аспект, втората част прилага описаните принципи към конкретно изследване проведено в град Пловдив, а в третата част са интерпретирани резултатите. Първата част показва съвременното разбиране за източниците на замърсяване и тенденциите в експозицията на населението, описва алгоритъма и методиката за оценка на въздействието на замърсяването на въздуха върху здравето. Разглежда се също връзката между замърсяването на въздуха, здравето и благополучието в контекста на градската среда, която влияе върху здравето както директно, чрез експозицията на гражданите на високи концентрации, така и индиректно, чрез възприятията за качествата на средата и поведението на

индивидуално и групово ниво. В следващите две части е илюстрирано приложението на принципите на епидемиологията на околната среда при изследване на връзката между замърсяването на въздуха в град Пловдив и здравни резултати, касаещи хронични диагностицирани заболявания, самооценка за здравето и психичното благополучие. Представен е жизнения цикъл на едно епидемиологично проучване в реални условия. Преминава се от постановката и дизайна, през изграждането на концептуален модел на представително количествено проучване, набиране на необходимата информация посредством съчетание на социологически, геопространствени и теренни методи, анализ на данните и интерпретация на резултатите. Отделено е място и на връзката между замърсяването на въздуха и породеното от него безпокойство сред населението.

Основната значимост на представената книга е свързана с осъзнатата от авторите необходимост за обобщено, мултидисциплинарно, иновативно и научнообосновано представяне на темата пред българските граждани. До момента изчисленията за въздействието на замърсяването на въздуха върху здравето в България са извеждани въз основа на данни за връзката между концентрацията на замърсители и ефекта върху здравето (функция експозиция-отговор), получени от изследвания в други урбанизирани райони, често с по-висок социално-икономически статус. В тях структурата на източниците на емисии и нивата на замърсяване, градската морфология и други контекстуални фактори, които могат да повлияят на асоциацията между замърсяването на въздуха и здравето, са твърде различни от тези в България. До момента, в тази изследователска област предимно се анализираха острите ефекти при кратковременна експозиция на замърсяването на въздуха в определени дни и епизоди и търсенето на медицинска помощ или хоспитализациите или сравняване на дадени здравни резултати между различни населени места във връзка с измерените замърсители от стационарни мониторингови станции. И в двата случая дизайнът на тези проучвания не позволява да бъдат изследвани хроничните ефекти на замърсяването на въздуха в зависимост от вариациите на експозицията на населението в рамките на едно и също населено

място. В тази връзка, това е първото проучване в страната, което извежда зависимости между продължителното излагане на замърсители на въздуха и хронични заболявания в популационно-базирана извадка, като отчита индивидуалната експозиция на участниците и ефекта на потенциално значими замъгляващи фактори. Съществен принос в представеното изследване е извеждането на зависимости експозиция – отговор между отделните показатели за замърсяване на въздуха и силното безпокойство, един от психо-физиологичните пътища, водещи до влошено общо здраве.

Настоящото проучване представлява значима стъпка в развитието на епидемиологията на околната среда в България. Представен е нов концептуален модел на комплексно въздействие на градската среда върху общественото здраве. Чрез итеративна селекция на предиктори, описващи пътната инфраструктура като сурогат за трафик и земеползването около измервателните точки, е изведен модел с относително висока обясняваща способност, който може да се използва и в бъдещи проучвания. Този модел е приложен за град Пловдив, като разгледани в цялост, резултатите показват, че продължителна експозицията на по-високи нива на замърсяване на въздуха е асоциирана с повишена вероятност за влошено общо здраве, хипертония, симптоми на тревожност и депресия. Описани са ясно някои от ограниченията на срезовия дизайн, големината на извадката, използването на самодекларирани от участниците заболявания, възможност за случаи на недиагностицирани заболявания, определен конформизъм при отговорите смятайки, че по този начин биха дали основание на институциите да предприемат мерки за подобряване на средата. Осъзнаването и показването на пречките, свързани с обективни причини в проведеното изследване е много ценно като мотивация за прилагане на иновативни методи в бъдещи изследвания.

Представената книга е изключителен пример за активна промоция на натрупаните познания по темата и правилното им комуникиране към заинтересованите страни, за да не остане академичното познание изолирано. Научната информация поднесена по подходящ начин е мощен фактор за формулиране на

послания, които да въздействат на различни нива и мотивират индивидуалната поведенческа промяна на гражданите и вземаните градоустройствени решения, за да живеем в една по-благоприятна и удовлетворяваща качеството на живот среда.

София, 31.05.2025 г.
Доц. д-р Ренета Димитрова

Предговор

В исторически план, интересът на учените и обществото към здравните последици от замърсяването на въздуха се развива на фона на бързия напредък в медицинските науки през XX век. Първоначално, големите постижения на медицината, като синтеза на първите антибиотици и развитието на нови диагностични и хирургични методи (Majumdar, 2000), неминуемо водят до повишен интерес към биомедицинските подходи за диагностика и лечение на болестите, както и засилено изучаване на подлежащите патофизиологични механизми. Така, през голяма част от миналия век епидемиологията на средата (наречена още „пространствената епидемиология“ или „средова епидемиология“) бива маргинализирана, докато глобалните екологични предизвикателства не се превръщат в непреодолима тема за общественото здраве (Rosenberg, 2012).

Понастоящем е все по-разпространено разбирането, че изцяло биомедицинският подход към здравето е често недостатъчен и е израз на известен редуccionизъм, възпрепятстващ системното разбиране за детерминантите на човешкото здраве в социален и дори планетарен аспект (Valles, 2020). Модификацията на начина на живот и средата, в която човек живее, учи, труди се и почива, е инструмент с голям потенциал за предпазването от заболявания или намаляването на риска от възникването им, за по-ефективното и бързо лечение, за по-нисък риск от усложнения и по-бързата реадaptация на болния човек, като същевременно следва да се отчитат социалните, политически, икономически и културни аспекти на транзакциите между човека и средата му, както и между членовете на обществото (Logan и др., 2019). Средата може да повлияе здравето директно, въздействайки върху организма (например, чрез вдишването на вредни вещества) или индиректно, променяйки поведението на човек (например,

възможностите и мотивацията за физическа активност в силно замърсена среда, която обезкуражава прекарването на време на открито). Това е от изключително значение както за здравите хора, така и за онези с вече настъпило увреждане или заболяване. Последните са особено податливи на негативни въздействия. Те имат понижени физиологични съпротивителни способности и устойчивост, като повишена реактивност на дихателните пътища при вдишване на замърсен въздух при астматици или пациенти с хроничната обструктивна белодробна болест (ХОББ), а също така имат по-ограничен поведенчески репертоар и социални възможности за справяне с вредните въздействия от заобикалящата среда (Makri & Stilianakis, 2008).

Работата по тази книга започна в отговор на нарастващите обществен интерес и ангажираност по темата за влиянието на замърсяването на въздуха върху общественото здраве в България. В последните години в страната ни се наблюдава повишено търсене от граждански организации, медии и здравни професионалисти с различен профил на специализация на доказателства, които да насочат различни инициативи за подобряване на качеството на въздушната среда. Научните изследвания следва да са в основата на доказателствено базираните действия за управление и контрол на качеството на въздуха и неговите здравни последици. Необходимо е обаче прилагането на съвременни изследователски методи и постановки от областта на епидемиологията на околната среда, с оглед получаване на устойчиви и валидни количествени измерители за локалното здравно въздействие на замърсяването на въздуха в страната. Същевременно, следва да се подобри интеграцията на здравните оценки и резултати в политиките за подобряване на колективното и индивидуално здраве и създаване на устойчивост към неблагоприятни въздействия от околната среда.

В настоящия труд се избягва употребата на пропедевтичен стил и педантичното поднасяне на информация без пряко отношение към епидемиологичния подход за разбиране на ефектите на замърсяването на въздуха. Вместо това, се стремим последователно да очертаем замърсяването на въздуха като приоритетно явление от научен и обществен интерес, чрез

разглеждане на натрупани до момента научни данни, концептуализиране и анализ на емпирични данни и интерпретацията им с оглед оценка на силните и слабите страни на предложената методика и отправяне на препоръки за бъдещо развитие на тази научна област в страната.

Книгата започва с поставяне на разглеждания проблем в контекста на известното до момента, след което преминава през различните стъпки на подготовка и анализ на първични данни и завършва с позициониране на проведеното изследване, и като цяло текущата изследователска дейност в страната, в по-широкия мащаб на натрупаното познание и добри практики в тази област. Тя е концептуално разделена на три части.

В първата част се разглеждат разпространението, основните източници и здравните ефекти на основни атмосферни замърсители. Представени са алгоритъмът и методиката за оценка на въздействието им върху здравето, подкрепени с актуални данни.

Във втората част е илюстрирано приложението на принципите на епидемиологията на околната среда при изследване на връзката между замърсяването на въздуха в град Пловдив и здравни резултати, касаещи хронични диагностицирани заболявания, самооценка за здравето и психично благополучие. Отделено е място и на връзката между замърсяването на въздуха и безпокойството от него сред населението, което у нас рядко се схваща като относим към здравето показател. Подробно са разгледани стъпките за разработване на статистически модел за определяне на пространственото разпределение на замърсяването с азотен диоксид на територията на Пловдив, както и последващото свързване на тези данни с данни от количествено социологическо проучване, проведено сред населението на града. Данните, използвани за тази емпирична част, са резултат от работата на екип от изследователи от Направление „Околна среда и здраве“ на Научноизследователския институт на МУ – Пловдив, осъществяващ проучване на тема „Съчетани ефекти от излагането на естествена и застроена среда – информирание за здравословно и устойчиво градско развитие“, в рамките на проект „Програма за стратегически изследвания и иновации за развитие на Медицински

университет – Пловдив (ПСНИИП-МУП) (No. BG-RRP-2.004-0007-C01)“, финансиран по механизма за възстановяване и устойчивост на европейския съюз – NextGenerationEU. Резултатите от създадените модели на връзката между замърсяването на въздуха и здравни показатели са разгледани в светлината на други изследвания в страната и чужбина.

В третата част са изведени препоръки за бъдеща научноизследователска работа в областта на епидемиологията на замърсяването на въздуха в България, като е поставен акцент върху интегрирането на геопространствени анализи в методичния апарат на изследователите, разработващи тази тема в страната.

Книгата е предназначена както за специалисти от областта на общественото здраве и социалните науки, така и от природните и биологически науки. Тя вероятно ще е полезен източник на информация и за други специалисти и граждани с интерес по темата. Въпреки, че в приложната част е отделено внимание на технически детайли, това се дължи на стремежа към придържане към високи стандарти при описание на методиката, с оглед на достоверността на направените заключения и възпроизводимостта на извършените анализи. Считаме, че този подход добавя стойност в полето на научни изследвания в общественото здраве.

Двете големи групи изследователи, занимаващи се тясно с изучаване на замърсяването на въздуха – онези, при които водеща е здравно-превантивната перспектива, и онези, които се занимават предимно с подходите за определяне на експозицията и управление на качеството на въздуха, – имат какво да научат едни от други. Специалистите по общественото здраве у нас имат ограничени познания за численото моделиране на разпределението на атмосферни замърсители и използване на геопространствени данни при определяне на експозицията на замърсители, което възпрепятства планирането и провеждането на надеждни и представителни епидемиологични проучвания. От друга страна, специалистите по измерване и моделиране на атмосферни замърсители не са запознати с принципите на дизайн, провеждане, анализ и интерпретация на резултатите от епидемиологични проучвания. Единствено чрез интегриране на тези две относително изолирани към момента перспективи можем

да очакваме съществен напредък в тази област на научното познание в България.

Ангел Джамбов

Водещ автор

Ангел Джамбов

Доцент, доктор на науките

Направление „Околна среда и здраве“,

Научноизследователски институт на

Медицински университет – Пловдив;

Програма за стратегически изследвания и иновации за
развитие на Медицински университет – Пловдив Пловдив,

България

Сътрудници

Донка Димитрова

Професор, доктор

Направление „Околна среда и здраве“,

Научноизследователски институт на

Медицински университет – Пловдив;

Програма за стратегически изследвания и иновации за
развитие на Медицински университет – Пловдив,

Пловдив, България

Ангел Буров

Доцент, доктор

Университет по Архитектура, Строителство и Геодезия

София, България;

Направление „Околна среда и здраве“,

Научноизследователски институт на

Медицински университет – Пловдив;

Програма за стратегически изследвания и иновации за
развитие на Медицински университет – Пловдив,

Пловдив, България

Марк Дж. Ниуенхаузен

Професор, доктор

Институт за глобално здраве,

Барселона, Испания;

Направление „Околна среда и здраве“,

Научноизследователски институт на

Медицински университет – Пловдив;

Програма за стратегически изследвания и иновации за
развитие на Медицински университет – Пловдив,

Пловдив, България

Яна Маркевич

Доцент, доктор

Институт по психология, Ягелонски университет

Краков, Полша;

Направление „Околна среда и здраве“,

Научноизследователски институт на

Медицински университет – Пловдив;

Програма за стратегически изследвания и иновации за

развитие на Медицински университет – Пловдив,

Пловдив, България

Марко Хелбих

Доцент, доктор

Утрехтски университет

Утрехт, Недерландия;

Направление „Околна среда и здраве“

Научноизследователски институт на Медицински

университет – Пловдив

Медицински университет – Пловдив

Пловдив, България;

Програма за стратегически изследвания и иновации за

развитие на Медицински университет – Пловдив

Списък на използваните съкращения

CO – въглероден моноксид

DALY – disability-adjusted life years, години живот, коригирани с инвалидност

ELAPSE – Effects of Low-Level Air Pollution: A Study in Europe

ESCAPE – European Study of Cohorts for Air Pollution Effects

ESOMAR – Европейското общество за проучване на общественото мнение и маркетинг

EXPANSE – EXposome Powered tools for healthy living in urbAN SEttings

GPS – глобална система за позициониране

IQR – междуквартилен интервал

NO – азотен оксид

NO₂ – азотен диоксид

NO_x – азотни оксиди

NUTS – обща класификация на териториалните единици за статистически цели

O₃ – озон

OR – odds ratio, съотношение на шансовете

PHQ-4 – Patient health questionnaire

ppb – частици на милиард

ppm – частици на милион

SE – стандартна грешка

SO₂ – серен диоксид

t – стойност на t-тест

TRAPCA – Traffic-Related Air Pollution on Childhood Asthma

UBDPolicy – Urban Burden of Disease Policy

β – нестандартизиран линеен регресионен коефициент

БВП – брутен вътрешен продукт

ГИС – географска информационна система

ИАОС – Изпълнителна агенция по околна среда

ИБС – исхемична болест на сърцето

МКБ – Международна класификация на болестите

МОСВ – Министерство на околната среда и водите

НСИ – Национален статистически институт

ОРИДП – остри респираторни инфекции на долните дихателни пътища

ПСНИИП-МУП – Програма за стратегически изследвания и иновации за развитие на Медицински университет – Пловдив

p – стойност на статистическа значимост

СЗО – Световна здравна организация

ССЗ – сърдечносъдови заболявания

ТЕЦ – топлоелектрически централи

ФПЧ – фини прахови частици

ФПЧ₁₀ – фини прахови частици с аеродинамичен диаметър 10 микрометра или по-малък

ФПЧ_{2.5} – фини прахови частици с аеродинамичен диаметър 2.5 микрометра или по-малък

ХОББ – хроничната обструктивна белодробна болест

ЧАСТ I

Епидемиология на замърсяването на въздуха

1.1. Характеристики и разпространение на замърсяването на въздуха

1.1.1. Източници и замърсители на въздуха

Замърсяването на въздуха представлява широко и комплексно понятие, обхващащо редица замърсители с разнородна физична и химична природа и потенциал да увреждат човешкото здраве. На практика, замърсител на атмосферния въздух може да бъде всеки физичен, химичен или биологичен агент, променящ естествените му характеристики и способен да оказва увреждащо действие върху живата природа и изградената от човека инфраструктура (European Environment Agency, n.d).

Замърсяването на въздуха е съпътствало живота на хората още от предмодерната епоха, когато наред с естествените му източници човешката дейност вече е включвала разпространеното готвене и отопление в жилищата чрез изгаряне на дърва и в следствие въглища. Тъй като водещи за оцеляването на хората са били топлината на огнището и способността за приготвяне на храна, дразненето, предизвикваното от открития огън и отделяния от него дим, не е било водеща тревога за тях. Въпреки това, различни исторически архиви говорят за оплаквания от граждани поради влошеното качество на въздуха в древна Атина и Рим, както и за отчитане на дима, пушека и зловонните аромати като проблем, влошаващ градската среда и човешкото здраве (Mosley, 2014). Интересно е, че едва през XII век домовете се сдобиват с

комини, които да отвеждат отделяния от огнищата дим (Shuffrey, 1912 цит. от Fowler и др., 2020). Освен проблем за вътрежилищното качество на въздуха, изгарянето на органична биомаса и претопяването на метали за изработване на сплави и отливане на предмети се превръщат и в проблем за градската среда като цяло, с разрастването на градовете и концентрирането на големи групи от населението в тях. В зората на индустриалната революция в края на XVIII и началото на XIX век, бурното разкриване на димящи фабрики се възприема като символ на просперитет, а здравните и социални аргументи относно влошеното качество на въздуха остават на заден план (Stanek и др., 2011).

Понастоящем, развитието на икономиката, производството на енергия и стоки, както и транспортът съществено са променили структурата на антропогенните емисии на въздушни замърсители. За влошеното качество на въздуха в съвременните градове принос имат различни линейни, площни и точкови източници, чиято значимост варира според урбанистичното развитие на градската тъкан, разликите в транспортно-комуникационната мрежа и инфраструктура и съществуващите социално-икономически градиенти както в рамките на дадено населено място, така и в национален и международен мащаб. Ако за западноевропейските и американски градове е характерно, че основен източник на фини прахови частици (ФПЧ), свързан с най-голямо отражение върху общественото здраве замърсител, е пътният транспорт, то, например, за градове в Африка, някои части на Испания, Франция и Индия, водещ източник е разнасяният от вятъра прах (Health Effects Institute, 2022a). С изгорелите газове от автомобилите се освобождават множество вредни вещества, като азотни оксиди (NO_x), въглероден моноксид (CO), ФПЧ, бензо- α -пирен и други (WHO Regional Office for Europe, 2013). Както останалите източници на замърсяване, трафикът, съответно процесът на високотемпературно горене, води до образуването на широк спектър на замърсители, но и много различни източници могат да допринасят за даден замърсител. Въпреки това, съществуват характерни особености в относителната зависимост между даден източник и замърсител. Например, по отношение емисиите на

NO_x, автомобилният трафик е водещият източник в градска среда, макар в ниско урбанизирана среда NO_x да могат да се отделят и чрез твърде различен процес като употребата на азотни торове в земеделието (Liu и др., 2024). Различия в емисиите съществуват и предвид разпространението на различни класове моторни превозни средства, което на свой ред следва изразен социално-икономически градиент. С въвеждането на по-високи екологични категории автомобили, в периода 1990 – 2015 г. е наблюдаван спад в свързаните с трафика емисии в Европа (HEI Panel on the Health Effects of Long-Term Exposure to Traffic-Related Air Pollution, 2022). Разпространението на моторни превозни средства от висок „Евро“ клас обаче е функция не само на напредъка на технологиите и наличието им на пазара, но варира в различните държави според възможностите на хората да притежават по-нов автомобил. В България, близо 70% от леките автомобили са на възраст над 15 години (цит. в Община Пловдив, 2025). Това от една страна очертава необходимостта от локални, съобразени със специфичната ситуация на експозиция мерки за справяне със замърсяването на въздуха. От друга страна, съществуват предизвикателства за механичното прилагане за други територии на зависимости между замърсяването на въздуха и здравни резултати, изведени в проучвания, проведени в различен географски и социално-икономически контекст.

За разлика от западноевропейските градове, в българските градове и като цяло в Източна и Югоизточна Европа комунално-битовото отопление и производството на енергия, изгарящи изкопаеми (фосилни) горива, имат водещо значение по отношение на някои от замърсителите като ФПЧ (Институт за здравни ефекти, 2022). Подобна е ситуацията и в развиващите се страни, където отоплението и особено готвенето на печки, изгарящи изкопаеми горива, засяга три милиарда души по света (Health Effects Institute, 2024a). В България отоплението на твърдо гориво основно през студените месеци в голям дял от домакинствата е достатъчно да изведе този източник на водещо място, въз основа на средногодишните концентрации на прахови частици (Институт за здравни ефекти, 2022). За Пловдив, *дисперсионно моделиране* показва, че над 70% от емисиите на ФПЧ се дължат на битовото

отопление с изгаряне на изкопаеми горива, докато транспортът и промишлеността са основни източници на азотен диоксид (NO_2) (Община Пловдив, 2025). Като допълнителна социално-културна особеност у нас може да се отбележи и разпространената практика нерегламентирано да бъдат изгаряни като горива съдържащи гума предмети, дрехи втора употреба, третирана с бои и други химикали дървесина и други материали, които на свой ред имат специфичен профил на отделяните токсични вещества. Това води и до специфики в състава на отделящите се от домакинствата замърсители, който не е характерен за държавите с високи доходи.

Като изключим топлоелектрическите централи (ТЕЦ), останалите индустриални сектори понастоящем имат относително по-малък принос за емисиите на атмосферни замърсители, поне в национален мащаб и от гледна точка на общественото здраве като цяло. Това се дължи както на ограничения брой производствени мощности в страната ни, така и на подобрените технологии за задържане на емитираните замърсители и повишени стандарти за качество. Това разбира се не означава, че предприятията нямат локално значение за влошаване на качеството на въздуха и не предизвикват съответно негативно отражение и върху възприятията на населението (Великова и др., 2024). ТЕЦ обаче, както споменахме, остават важен източник на емисии на ФПЧ и серен диоксид (SO_2), измежду други замърсители. Изгарянето на изкопаеми горива от домакинствата и ТЕЦ са почти изравнени като водещи източници на ФПЧ в България (Health Effects Institute, 2024b).

Макар да не е широко известно, селското стопанство също има съществен принос за някои емисии (Maione и др., 2021). Основните емисии на амоняк и метан са с произход от земеделие и животновъдство, като отделящият се във въздуха амоняк в следствие наторяване на земеделските площи спомага за формирането на частици, като така допринася далеч не пренебрежимо за повишаване на концентрацията на ФПЧ (Liu и др., 2024). Към това можем да добавим и ресуспенсията на прах от засушени почви (Jung и др., 2024).

При обсъждане на ефектите на замърсения въздух, фокусът обикновено пада върху замърсителите, пряко следствие от

човешка дейност. Неправилно се приема, че замърсяването от природен произход е от значение само в определени географски региони и при определени условия. Класически пример за това е вулканичната дейност (например в Исландия), със свързаното значително влошаване в качеството на въздуха на ограничена територия (Gudmundsson, 2011). Всъщност, разнасяният от вятъра прах под формата на ресуспенсия на утаени по пътните настилки и други открити площи частици (Riende & Alves, 2021) или на пустинни прахове, е отговорен за голям дял от замърсяването с прахови частици в населените места (Querol и др., 2019). Другите източници от естествен произход като вулканични изригвания, океански микрокристали аерозол или космически прах имат малко влияние върху общественото здраве в глобален аспект. Пустинните прахове, обаче, могат да бъдат транспортирани на огромни разстояния. От африканските пустини, например, през топлите месеци на годината се разпространява прах на север и обхваща цяла Европа, чак до скандинавските страни. През пролетта, централноазиатските пустинни прахове пък могат да достигнат до Северна Америка (Querol и др., 2019). По време на епизоди на разнасяне на пустинен прах, в региона на Южна Европа концентрациите на прахови частици са в диапазона $150\text{--}2500\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ за ФПЧ с аеродинамичен диаметър 10 микрометра или по-малък (ФПЧ₁₀) и $43\text{--}86\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ за ФПЧ с аеродинамичен диаметър 2.5 микрометра или по-малък (ФПЧ_{2.5}), с приблизително съдържание 45% ФПЧ_{2.5} от ФПЧ₁₀ (Querol и др., 2019).

Една от причините с приоритет да се разглежда разпространението на праховите частици е, че те представляват съществен проблем за общественото здраве, особено ФПЧ_{2.5}. Редица изследвания показват, че с тях се свързват най-тежките здравни последици за обществото. Това се дължи на риска от развитие на заболявания и преждевременна смърт, както и на широкото им разпространение. Съществуват биологично достоверни механизми, обясняващи техните силно изразени ефекти върху здравето (HEI Panel on the Health Effects of Long-Term Exposure to Traffic-Related Air Pollution, 2022). ФПЧ_{2.5} представляват хетерогенни частици с много малък размер, по-малък от този на еритроцит. Тези частици могат да съдържат не

само силикати, но и въглерод, амоняк, нитрати, сяра, тежки метали и други вещества. Същевременно, те са достатъчно малки, за да останат суспендирани във въздуха в продължение на дни и да бъдат транспортирани от движението на въздушните маси на разстояние от хиляди километри. Нещо повече, малкият им размер прави лесно проникването им при вдишване дълбоко в белодробното дърво на човека, а съдържащата се в тях фракция на ултра фин прах може дори да постъпи в кръвообращението (HEI Panel on the Health Effects of Long-Term Exposure to Traffic-Related Air Pollution, 2022). Най-високи средногодишни концентрации на $\text{ФПЧ}_{2.5}$ се наблюдават в определени региони на света поради високата гъстота на населението и изобилие на източници на замърсяване, особено битово изгаряне на изкопаеми горива. Такива са Азия, Африка и Близкият изток. По данни на Института за здравни ефекти, който използва комбинация от данни от сателитни сензори, наземен мониторинг и химични транспортни модели за създаване на карти на разпределението на различни атмосферни замърсители по света (McDuffie и др., 2021b), през 2019 г. популационно-претеглените средногодишни концентрации на $\text{ФПЧ}_{2.5}$ са достигнали над $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ в Индия, Непал и Нигер (Health Effects Institute, 2020). Това е приблизително 16 пъти над насочващата гранична стойност, препоръчвана от Световната здравна организация (СЗО) (World Health Organization, 2021). В тези страни промяната на ситуацията през годините е много слаба, въпреки че в други региони се наблюдава спад в концентрацията на $\text{ФПЧ}_{2.5}$. Страни като Египет, Тайланд, Виетнам и Китай са отчетливи спад в периода 2010 – 2019 г., докато в други като Нигерия, Бангладеш и Индия има нарастване. През 2021 г. една трета от населението на света е било изложено на битово замърсяване на въздуха поради готвене на твърдо гориво и, въпреки спада в нивата на замърсяване през последните 30 години, нарастването на населението до голяма степен е допринесло за по-скромния спад на популационно ниво в здравните последици от замърсения въздух (GBD 2021 HAR Collaborators, 2025).

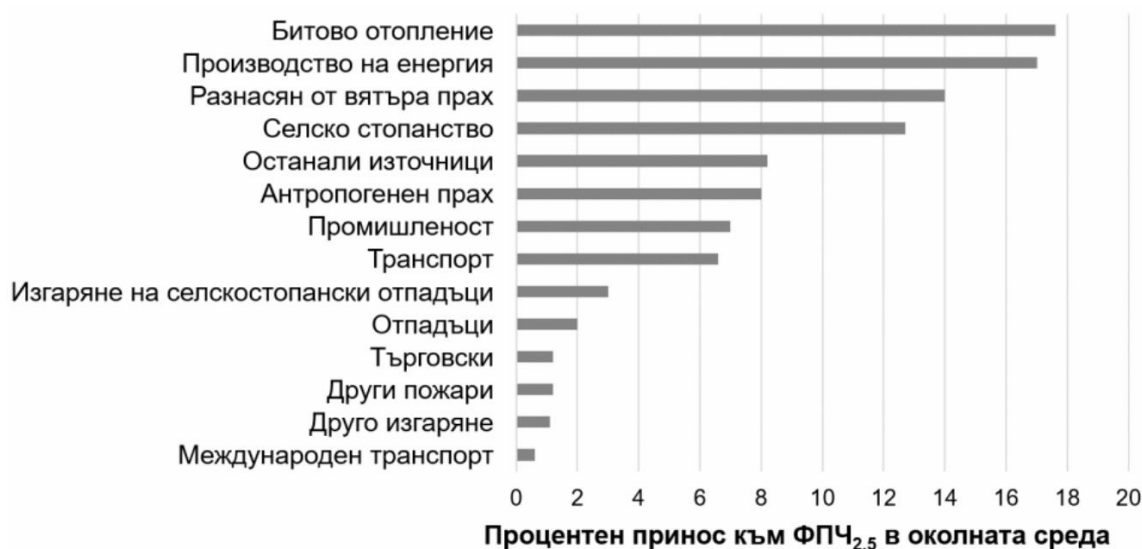
Наблюдават се силно изразени неравенства в излагането на $\text{ФПЧ}_{2.5}$ по света, като в сравнение с Южна Азия в скандинавските държави тези стойности са много по-ниски, но въпреки това

остават над прага на СЗО от $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Health Effects Institute, 2020). Финландия е единствената страна, в която през 2020 г. под 1% от населението е било изложено на ФПЧ_{2.5} над препоръчаната от СЗО насочваща гранична стойност (Health Effects Institute, 2024a). В Дания, около половината от замърсяването с ФПЧ_{2.5} е вторично и се дължи на пренос от източници в Източна Европа (Andersen и др., 2025). На практика, под 3% от градовете по света имат средногодишна концентрация на ФПЧ_{2.5} под $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Health Effects Institute, 2020). Наскоро публикуваните данни от проекта EXPANSE (EXposome Powered tools for healthy living in urbAN SEttings), достъпни като картографирано разпределение на основните замърсители в Европа за последните 20 години³, позволяват да добием представа за общото подобряване в качеството на въздуха в този период, но и дават представа за съществуващия градиент между различните региони на Европа. Западните Балкани, Полша и Северна Италия се открояват със значително по-високи концентрации на ФПЧ_{2.5}. Разликите между Западна и Източна Европа вероятно се дължат на съчетание на климатични, икономически, регулаторни, технологични и културно-исторически разлики между страните в тези региони (Andersen и др., 2025).

Спад в концентрацията на ФПЧ_{2.5} се наблюдава и в България, но тя остава една от най-високите в Европа (Институт за здравни ефекти, 2022). Изчисления, основани на мониторингови и моделирани данни за емисиите от различни източници показват, че през 2019 г. около 17.6% от емисиите на ФПЧ_{2.5} в България се дължат на битовото изгаряне на изкопаеми горива (основно твърдо биогориво), малко по-малко (17%) на работата на ТЕЦ, използващи въглища, и 14% на разнасяния от вятъра прах (Фигура 1) (McDuffie и др., 2021a; Институт за здравни ефекти, 2022). Сходна картина се запазва и при повтаряне на изчисленията за 2021 г. (Health Effects Institute, 2024b). Следва да обърнем внимание, че тези данни за разпределение на дела на емисиите по

³ <https://youchenshenuu.users.earthengine.app/view/expanse-air-pollution-20-yr-maps>

основните групи източници се различават от националните инвентаризации на емисиите. По данни на Министерство на околната среда и водите (МОСВ) за 2022 г. битовото горене е допринесло 69% от $\text{ФПЧ}_{2.5}$ и 47% от ФПЧ_{10} (МОСВ-ИАОС, 2024).



Фигура 1. Водещи източници на $\text{ФПЧ}_{2.5}$ в България през 2019 г.
Забележка: Източник – McDuffie и др. (2021a)⁴

Както вече споменахме, не бива да бъдат пренебрегвани природните източници на прахови частици, като разнасяният от вятъра прах. Повечето проучвания намират връзка между замърсяването на въздуха с прах вследствие пустинни бури и пренос на далечни разстояния и заболяемостта и смъртността поради дихателни и сърдечносъдови заболявания (Querol и др., 2019; Tobías и др., 2025). Тези прахови частици са съставени основно от силикати като алуминиев силикат, като с високо съдържание са кварцът, каолинът, илитът, но се съдържат и калциеви и магнезиеви карбонати, както и някои метални оксиди, соли и фосфати (Querol и др., 2019). Заслужава да се отбележи и че в някои случаи концентрациите на ФПЧ се приемат за такива с природен произход, като някои държави в Европейския съюз са склонни да приспадат от общата концентрация на ФПЧ (Boogaard

⁴ https://costofairpollution.shinyapps.io/gbd_map_global_source_shinyapp/

и др., 2023). Тези ФПЧ обаче също могат да са резултат от човешка дейност, като отделените в следствие на пожари, породени от човешко действие или бездействие, ерозията, свързана с неподходящо стопанисване на земите, както и запрашаването от неподдържани пъти настилки и полепнала и засъхнала по автомобилните гуми пръст от така наречените кални петна (Rienda и Alves, 2021).

1.1.2. Препоръки за качеството на атмосферния въздух и гранични стойности

При представянето на данни за експозицията на населението на атмосферни замърсители и при обсъждането на съответното въздействие върху здравето, правим препратки към определени прагове за максималните допустими концентрации на замърсителите на въздуха. Разбираме, че подобна формулировка на приемливи и нежелани нива на замърсителите е донякъде условна, тъй като приемливостта може да зависи от редица съображения, касаещи здравето, икономическата целесъобразност, постижимост и социално приемане по отношение на дефинирането на пределно допустими стойности на експозиция. По подобие на нормирането на много други фактори на средата, практическата целесъобразност налага да възприемем дихотомна или бинарна дефиниция за приемливи и недопустими нива на замърсяване, макар експозицията на населението за представлява континуум, като съществуват различни граници, дефинирани от различни организации. Например, СЗО препоръчва средногодишната концентрация на ФПЧ_{2.5} да не надвишава 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, а съгласно националните законодателства в Съединените щати съответната стойност е 9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (намалена от 12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ през 2024 г. [ЕРА, 2025]), в Китай е 35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, а в Индия 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (de Bont и др., 2022). Важна за нашия регион на света е съпоставката между препоръките на СЗО и Директива (ЕС) 2024/2881 на Европейския парламент и на Съвета, тъй като заложените в тях количествени стойности са мотивирани от различни аргументи. Препоръките на СЗО нямат законово обвързващ характер и са

продукт на систематичен и последователен процес на преценка на научните доказателства за увреждащ ефект (при остро и хронично въздействие) на отделните замърсители, извършен от експерти в областта, по прозрачни и възпроизводими методи и претърпял критична научна рецензия (World Health Organization, 2021). Препоръките за прагове за отделните замърсители, под които няма данни за значими негативни ефекти върху здравето, са основани на публикуваните в специален брой на водещото научно списание *Environment International* систематични обзори на литературата, извършени от независими експерти към СЗО, които издирват и извличат количествени данни за зависимостта между експозицията на замърсители и здравни резултати и преценяват качеството на тези доказателства и силата на доказателствената им стойност (Environment International, 2022). В този смисъл, препоръките на СЗО вземат предвид единствено данните за въздействието върху здравето и съответно стойностите са обосновани със здравни аргументи.

От друга страна, при нормативно определените пределно допустими стойности в европейското и национални законодателства, неизбежно се вземат предвид практическите измерения на въпроса, например, дали е икономически целесъобразно да се въведат дадени пределно допустими стойности, дали те срещат обществена и политическа подкрепа, дали нивото на развитие на икономиката и технологиите позволява снижаването на пределно допустимите стойности на замърсителите без съществено засягане на обществения и икономически живот. От предходния раздел видяхме, че основните източници на замърсяване на въздуха са дълбоко обвързани с технологиите за производство на енергия, транспорт на хора и стоки, дори битовия комфорт на населението. В този смисъл е разбираемо, че приемането на твърде строги максимални концентрации на основните замърсители на въздуха в атмосферния въздух в Европейския съюз може да не срещне подкрепа, ако би довело до съпротива от гражданите, бизнеса и политическото им представителство. Поради това процесът на преразглеждане на Директиви 2004/107/ЕО и 2008/50/ЕО на Европейския парламент и на Съвета и доближаването на

преработената Директива (ЕС) 2024/2881 до препоръчителните стойности на СЗО от 2021 г. беше дълъг процес на подготовка, обществени консултации, съгласуване в европейските институции, с непрекъснатата експерта подкрепа и настойчиво отстояване от научни организации и учени на необходимостта от тези промените (Andersen и др., 2021; Voogaard и др., 2023). Въпреки това, не беше постигнато пълно хармонизиране на стойностите в преработената Директива (ЕС) 2024/2881 с насоките на СЗО. В Таблица 1 е представена съпоставка на стойностите за различните замърсители съгласно Директива (ЕС) 2008/50/ЕО, насоките на СЗО и Директива (ЕС) 2024/2881. Видно е, че пределно допустимите стойности за $\text{FPCH}_{2.5}$, FPCH_{10} и NO_2 в преработената Директива (ЕС) 2024/2881 са в по-тясно съответствие с насоките на СЗО, но те все пак остават по-високи от насочващата стойност на СЗО в някои случаи, например по отношение на средногодишната стойност за $\text{FPCH}_{2.5}$. Това е така, тъй като окончателният текст на Директива (ЕС) 2024/2881 се стреми да постигне баланс между амбициите на Европейската Комисия за подобряване на високи стандарти за качество на въздуха и доближаване до постигане на целта за нулево замърсяване до 2050 г. и, от друга страна, въвеждане на известна гъвкавост в райони, в които спазването на директивата в срок би се оказало непостижимо поради географски, климатични или социално-икономически специфики за мястото (European Commission, n.d.). Държавите-членки имат две години да транспонират Директива (ЕС) 2024/2881 в националното си законодателство, преди актуализираните максимални гранични стойности да се прилагат от 1 януари 2030 г., но при споменатите дерогационни условия те могат да поискат отлагане на крайния срок с до 10 години. Въпреки това, те имат и възможност да надхвърлят минимално заложените стандарти в директивата и да се стремят към пълно съответствие с най-новите налични научни данни, за да защитят здравето на населението. Следващата важна стъпка в европейското законодателно пространство в тази област е преразглеждането на допълващата Директива (ЕС) 2016/2284 на Европейския парламент и на Съвета от 14 декември 2016 година, която цели намаляване на емисиите на ключови замърсители като

серни и азотни оксиди, неметанови летливи органични съединения, амоняк и ФПЧ_{2.5}.

Таблица 1. Съпоставка на пределно допустимите стойности на концентрациите на основните показатели за замърсяване на въздуха в европейското законодателство и насоките на СЗО

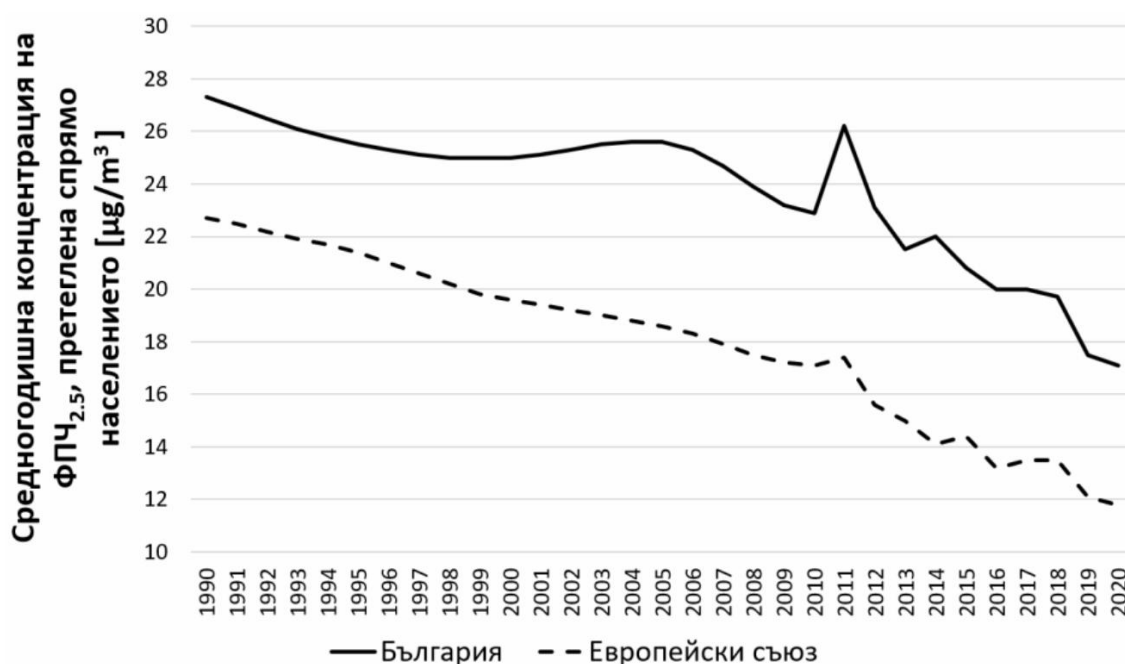
Показател	Осреднителен период	Пределно допустима концентрация		
		Директива (ЕС) 2008/50/ЕО	Насоки на СЗО (препоръчителна)	Директива (ЕС) 2024/2881 (към 2030 г.)
ФПЧ _{2.5}	Денонощие	-	15 µg/m ³	25 µg/m ³
ФПЧ_{2.5}	Година	25 µg/m³	5 µg/m³	10 µg/m³
ФПЧ _{2.5}	Алармен праг	-	-	50 µg/m ³
ФПЧ _{2.5}	Информационен праг	-	-	50 µg/m ³
ФПЧ ₁₀	Денонощие	50 µg/m ³	45 µg/m ³	45 µg/m ³
ФПЧ ₁₀	Година	40 µg/m ³	15 µg/m ³	20 µg/m ³
ФПЧ ₁₀	Алармен праг	-	-	90 µg/m ³
ФПЧ ₁₀	Информационен праг	-	-	90 µg/m ³
O ₃	8-часа	120 µg/m ³ (целева стойност)	100 µg/m ³	100 µg/m ³ (целева стойност)
O ₃	Алармен праг (1-час)	240 µg/m ³	-	240 µg/m ³
O ₃	Информационен праг (1-час)	180 µg/m ³	-	180 µg/m ³
NO ₂	1-час	200 µg/m ³	200 µg/m ³	200 µg/m ³
NO ₂	Денонощие	-	25 µg/m ³	50 µg/m ³
NO ₂	Година	40 µg/m ³	10 µg/m ³	20 µg/m ³
NO ₂	Алармен праг	400 µg/m ³	-	200 µg/m ³
NO ₂	Информационен праг	-	-	150 µg/m ³
SO ₂	1-час	350 µg/m ³	-	350 µg/m ³
SO ₂	Денонощие	125 µg/m ³	40 µg/m ³	50 µg/m ³
SO ₂	Година	20 µg/m ³	-	20 µg/m ³
SO ₂	Алармен праг	500 µg/m ³	-	350 µg/m ³

SO ₂	Информационен праг	-	-	275 µg/m ³
CO	1-час	-	35 mg/m ³	-
CO	8-часа	10 mg/m ³	10 mg/m ³	10 mg/m ³
CO	Денонощие	-	4 mg/m ³	4 mg/m ³
Бензо-α-пирен	Година	1 ng/m ³	-	1 ng/m ³

1.1.3. Тенденции в експозицията на населението на основни замърсители на въздуха

По данни на Изпълнителната агенция по околна среда, през 2022 г. населението на България не е било изложено на ФПЧ_{2.5} над средногодишните гранични стойности на експозиция (25 µg/m³), съгласно действащото към момента законодателство, но пък 41% от населението е било изложено на наднормени ФПЧ₁₀, като в 13 от 30 мониторингови станции са регистрирани превишавания на ФПЧ₁₀ (МОСВ-ИАОС, 2024). От тях 74 дневни превишавания на ФПЧ₁₀ са отчетени в Пловдив. Тези данни са базирани на ограничената мониторингова мрежа в страната и вероятно подценяват излагането на населението на високи концентрации на прахови частици. Ако се обърнем към данни, получени чрез комбинация от измервания и моделиране, в България концентрацията на ФПЧ_{2.5} за периода 1990 – 2020 г. остава няколко пъти над средните за Европейския съюз (Фигура 2).

Съпоставка на столиците в Европейския съюз показва, че през 2019 г. София има най-високи средногодишни концентрации на ФПЧ_{2.5} (24.5 µg/m³), следвана от Варшава (23.5 µg/m³). В другия край на спектъра е Талин, който е единствената столица със стойност под прага на СЗО (4.4 µg/m³), следван от Лисабон (6 µg/m³) (Health Effects Institute, 2023).

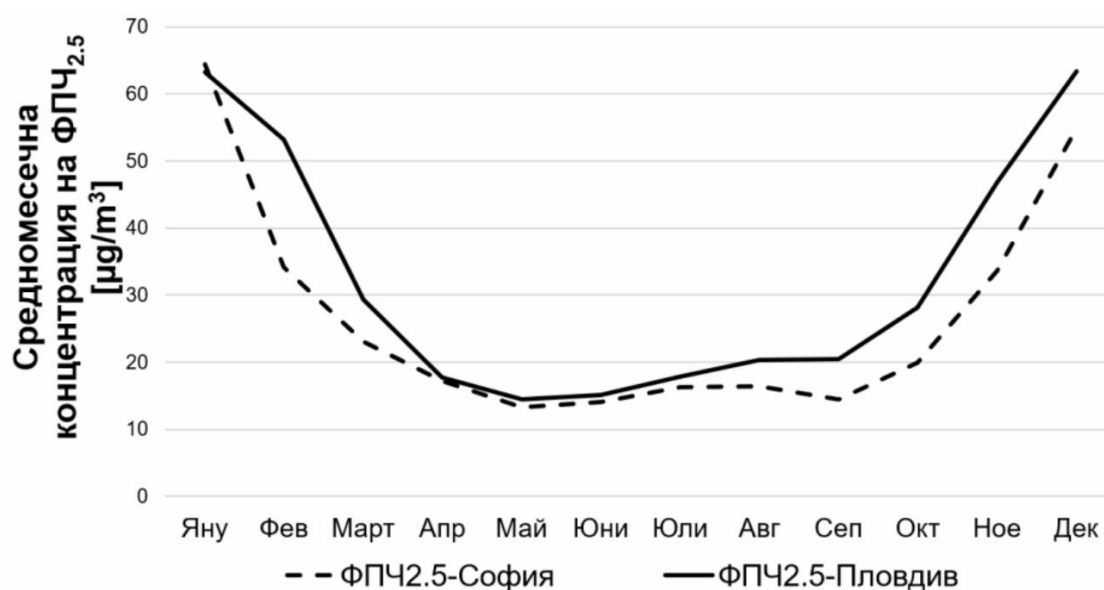


Фигура 2. Тенденции в средногодишната концентрация на ФПЧ_{2.5}, претеглена спрямо населението в България и Европейския съюз, за периода 1990 – 2020 г.

Забележка: Източник – Health Effects Institute. (2024a).⁵

Неравенства в излагането на ФПЧ_{2.5} се проявяват не само между различните страни, но и между населените места в България. На Фигура 3 е представен времеви тренд на концентрацията на ФПЧ_{2.5} в градовете София и Пловдив, които се характеризират с топографски и метеорологични условия, позволяващи задържане на отделяните замърсители в атмосферния граничен слой. Данните са предоставени от Изпълнителна агенция по околна среда (ИАОС) за целите на експертен доклад (Институт за здравни ефекти, 2022). Ясно се вижда, че през зимните месеци концентрацията на ФПЧ_{2.5} е няколко пъти по-висока. Разбира се, при подобни непосредствени сравнения следва да се има предвид различното разположение на фоновите мониторингови станции на МОСВ/ИАОС.

⁵ www.stateofglobalair.org



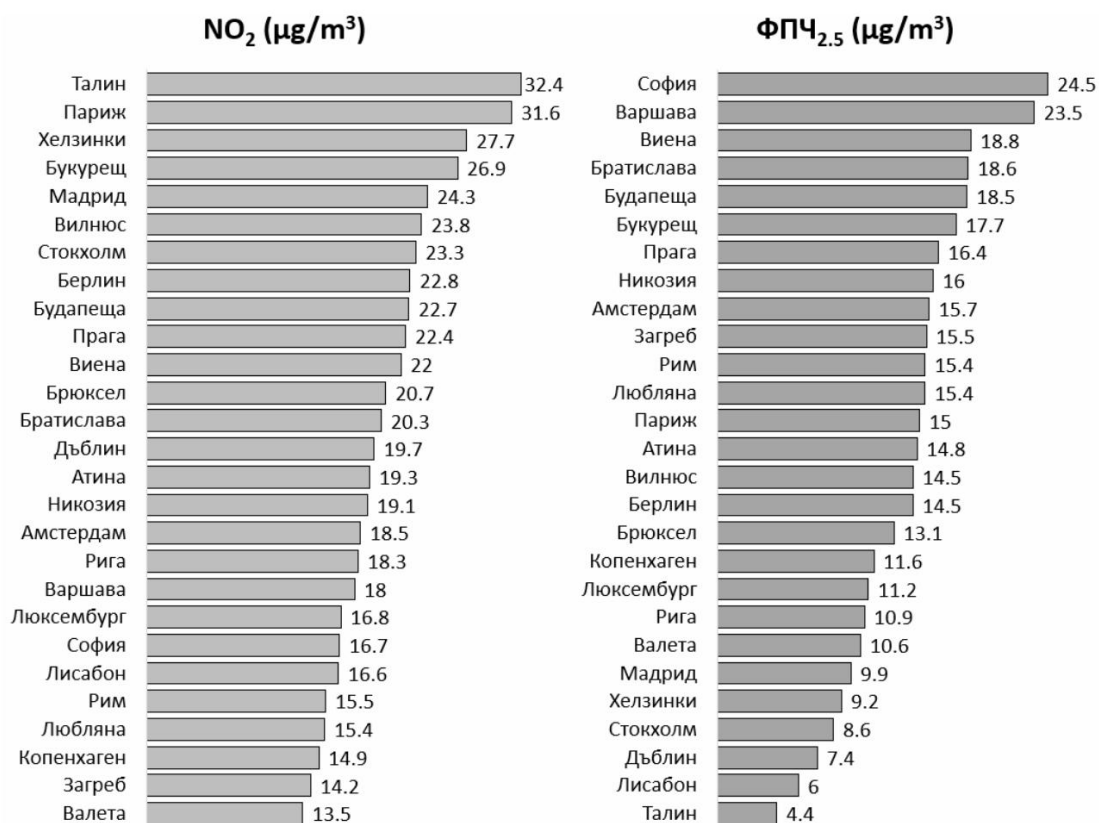
Фигура 3. Средномесечни концентрации на ФПЧ_{2.5} в периода 2009 – 2018 г. в градовете София и Пловдив

Забележка: Източник –Изпълнителната агенция по околна среда.

Макар към 2019 г. средногодишните концентрации на ФПЧ_{2.5}, в България да са по-ниски от граничната стойност за ФПЧ_{2.5} в Европейския съюз ($25 \mu\text{g}/\text{m}^3$), те са в пъти по-високи от препоръчителната стойност на СЗО ($5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) (World Health Organization, 2021). Това означава, че почти цялото население на България живее в райони, в които е превишена тази препоръчана стойност. Очаква се редица населени места да се окажат извън новата гранична стойност от $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, след влизането в сила на актуализираната Директива (ЕС) 2024/2881.

Има достатъчно убедителни доказателства за значимото отражение на ФПЧ_{2.5} върху общественото здраве и засягане на голяма част от населението. Данните за това ще разгледаме в следващата част. По-малко внимание обаче се отделя на газовите замърсители, асоциирани с автомобилния трафик. Високотемпературното горене на изкопаеми горива генерира редица замърсители. Поради водещия принос на трафика за формиране на NO_x , последните се приемат за показател за замърсяването на въздуха от трафика като цяло. Азотният диоксид (NO_2) представлява интерес и сам по себе си поради ефекта му

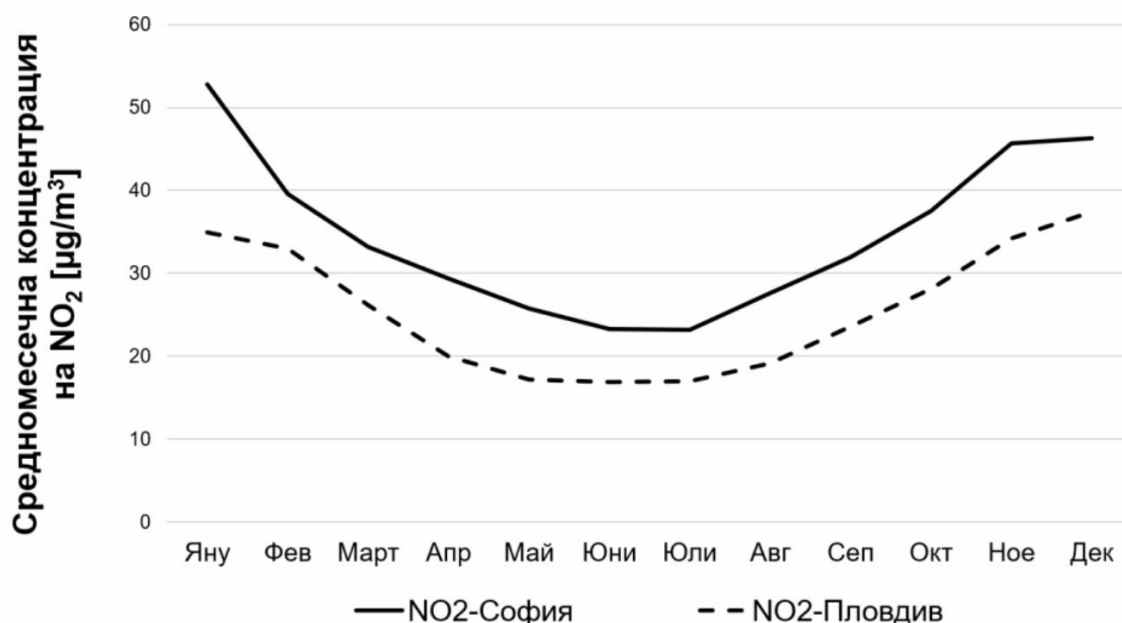
върху организма, и като маркер за смесцията от замърсители от трафика, с които е силно корелиран, но които рядко се измерват и още по-рядко моделират по отделно (Health Effects Institute, 2024a). Следва да отбележим, че автомобилите отделят преимуществено азотен оксид (NO) и малък процент първичен NO₂, а по-голямата част от NO₂ в градовете се образува в следствие на фотохимични реакции между NO и озон (O₃) (Чутуркова, 2015). NO₂ е червеникаво-кафяв газ, разтворим във вода и е силен окислител. Наистина водещ негов източник в градската среда е автомобилният трафик, но също така и горивни процеси при отопление, в промишлеността и производство на електроенергия, в пещи, камини и газови печки и фурни. Друг важен източник на NO₂ е селското стопанство. Интересно за този замърсител е, че за разлика от ФПЧ_{2.5}, чиито източници често са резултат от доминиращия тип електропроизводствени мощности и битово горене, NO₂ показва високи стойности в региони от света с високи доходи и високо урбанизирани територии, поради наличието на повече моторизиран транспорт (Фигура 4).



Фигура 4. Изчислени средногодишни концентрации на ФПЧ_{2.5} и NO₂ в столиците на страни от Европейския съюз през 2019 г.
Забележка: Източник – Health Effects Institute (2023).

През 2019 г., европейските столици с най-високи средногодишни концентрации на NO₂ са Талин, Париж и Хелзинки, докато например София и Загреб са със значително по-ниска концентрация под прага от 20 µg/m³, съгласно Директива (ЕС) 2024/2881 (Health Effects Institute, 2023). В Пловдив обаче населението е било изложено на наднормени средногодишна концентрация на NO₂ през 2022 г. (МОСВ-ИАОС, 2024). Почти всички градове в Европейския съюз са отчели спад в концентрацията на NO₂ за периода 2000 – 2019 г., до голяма степен поради обновяването на автомобилния парк, затягане на регулациите за емисии от автомобилите и ТЕЦ. Това обаче не е непременно успокояваща тенденция, защото също така е възможно част от спада да са дължи на това, че NO₂ е претърпявал трансформация в други вещества, допринасяйки за вторичното

формиране на прахови частици (Health Effects Institute, 2024a). На Фигура 5 е представена месечната динамика на NO_2 в София и Пловдив.



Фигура 5. Средномесечни концентрации на NO_2 в периода 2009 – 2018 г. в градовете София и Пловдив

Забележка: Източник –Изпълнителната агенция по околна среда.

Разположението на мониторинговите станции от мрежата на МОСВ/ИАОС осигурява ограничено покритие на територията, за да може да отчете пространствена вариация в малък мащаб между различни точки в дадено населено място. Поради това, е възможно подценяване на експозицията на населението. На основание свой анализ на данни от 42 точки на София, в които чрез дифузионни тръби е измерен NO_2 в периода 2019 –2020 г., експерти към Екологично сдружение „За Земята“ заключават, че София има „проблем с концентрации на азотен диоксид над нормите, който поради специфичното разположение на официалните станции не се отчита като такъв“ (Буров & Трифонов, 2020). В последваща измервателна кампания по същия метод през 2023 г. и 2024 г., е установено, че концентрацията на

NO₂ остава относително постоянна през годината по време на действие и след края на действие на току-що въведената зона с ниски емисии от транспорта в София в периода 1-ви декември – 1-ви март, като е около и над 50 µg/m³, потенциално поставяйки здравето на хората в риск (Попов & Хлебаров, 2024).

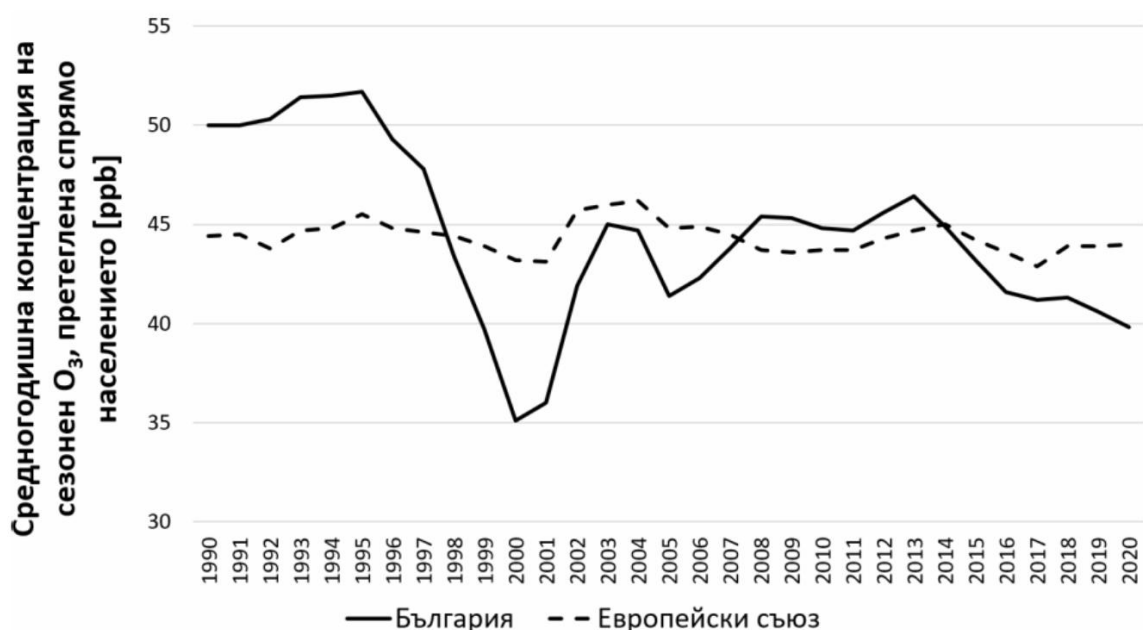
Друг замърсител с нарастваща актуалност е O₃, макар и да се свързва с по-слаб изчислен принос за влошаване на показателите за обществено здраве в сравнение с праховите частици и NO₂. Приземният (наречен още тропосферен) O₃ е силно реактивен, като се образува чрез химични взаимодействия между NO_x и летливи органични съединения при наличието на слънчева светлина. Сравнително по-малка част (30 – 40%) от O₃ в приземния слой на атмосферата, с който човекът е в контакт, се дължи на низходящ вертикален пренос от стратосферата (Чутуркова, 2015). Под действието на ултравиолетови лъчи NO₂ се разлага на NO и кислороден атом, който в последствие се свързва с кислородна молекула и формира O₃, който на свой ред реагира с NO и отново се образуват NO₂ и кислород. Този кръговрат води до поддържане на относително стабилни концентрации на O₃. При замърсени условия се отделят летливи органични съединения във връзка с човешката дейност (автомобили, добив на нефт и газ и обработка, други промишлени дейности) (Чутуркова, 2015; Zhang и др., 2019). Те могат да се отделят и от някои видове дървета и други растения, подложени на стрес (Zhao и др., 2025). Летливите органични съединения и силно реактивни радикали могат да изместят O₃ от реакцията с NO и по този начин да доведат до неговото натрупване като продукт на цикъла, без да се свързва с NO и да се използва за продължаване на реакцията. Обратно, при обичайни условия, NO участва в химични реакции с O₃, особено близо до пътища, като при висока концентрация на NO или при липсата на интензивна ултравиолетова радиация стойностите на O₃ може да са много ниски или дори нулеви. Негативната корелация между NO₂ и O₃ понякога затруднява разграничаването на ефекта на O₃ върху човешкото здраве в научни изследвания. Парадоксално и противно на градиентите на останалите замърсители, O₃ се намира в по-високи концентрации в градските зелени площи и крайградските и селските райони, където концентрацията на NO е ниска, отколкото

непосредствено до пътни артерии (Чутуркова, 2015; Zhang и др., 2019). Интересно е че докато концентрациите на NO_2 и $\text{ФПЧ}_{2.5}$ спадат съответно с 60% и 31% по време на наложените ограничения върху редица човешки дейности през пандемията от COVID-19, то концентрациите на O_3 леко нарастват, по данни от сателитни изображения и наземни мониторингови станции в 34 държави (Venter и др., 2020).

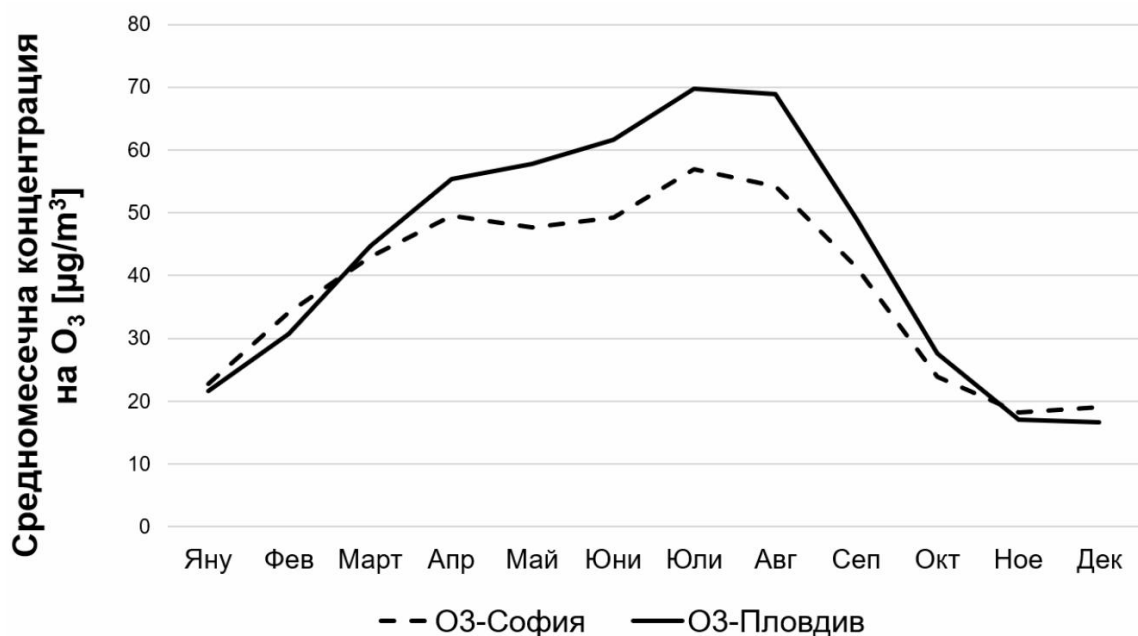
В глобален мащаб, концентрацията на O_3 постепенно нараства, като понастоящем е 30% – 70% по-висока от преди столетие. Държави като Катар, Непал и Индия имат една от най-високите концентрации на тропосферен O_3 , но при този замърсител различията между отделните региони на света не са толкова големи, колкото при ФПЧ (Health Effects Institute, 2020). Това се дължи на повишаващото се облъчване с ултравиолетови лъчи и на наличните прекурсорни въглеводороди, които водят до образуването на O_3 . В България концентрацията на O_3 е намаляла през последното десетилетие, като понастоящем средносезонната 8-часова максимална концентрация на O_3 , претеглена спрямо населението в България, е близка до средната за Европейския съюз (Фигура 6).

Въпреки това, почти цялото население на България живее в райони, където концентрацията на O_3 надвишава текущата насока на СЗО за дългосрочната пикова за сезона (6 месеца) максимална дневна осреднена 8-часова стойност от $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Health Effects Institute, 2024a).

Противоположно на месечната динамика при $\text{ФПЧ}_{2.5}$ и повечето други замърсители в българските градове, концентрациите на O_3 са най-високи в топлите месеци при интензивно слънчево греене, необходимо за фотохимичните процеси на формирането му в тропосферата (Фигура 7).



Фигура 6. Тенденции в средногодишната сезонна максимална 8-часова концентрация на O₃, претеглена спрямо населението в България и Европейския съюз, за периода 1990 – 2020 г.
Забележка: Източник – Health Effects Institute. (2024a).⁶



Фигура 7. Средномесечни концентрации на O₃ в периода 2009 – 2018 г. в градовете София и Пловдив
Забележка: Източник – Изпълнителната агенция по околна среда.

⁶ www.stateofglobalair.org

Други замърсители също представляват интерес като показатели за качеството на атмосферни въздух. SO_2 , отделян при изгаряне на изкопаеми горива за битово отопление, промишленост и производство на електроенергия, е свързан с влошаване на респираторните симптоми, но през последните десетилетия нивото му съществено е намаляло. CO е безцветен газ, резултат от непълното изгаряне на въглеродни горива, който прониква през белодробните тъкани в кръвта, което затруднява свързването на клетките на тялото с кислорода и може да причини затруднено дишане (основно в затворени пространства). Черният въглерод е основен компонент на $\text{ФПЧ}_{2.5}$, отделян при непълно изгаряне на изкопаеми горива, биогорива и биомаса, горски пожари. Оловото, освен в промишлеността и вътрежилищната среда, може да се открие и в околния въздух от изгорелите газове на моторни превозни средства, като създава рискове за здравето от особено значение за децата и бременните жени. Полицикличните ароматни въглеводороди – образувани предимно от непълно изгаряне на органична материя, изкопаеми горива в коксови пещи, дизелови двигатели и печки на дърва, – може да раздразни очите и дихателните пътища при краткосрочната експозиция, а дългосрочната експозиция е свързана с канцерогенни ефекти. Фокусът на научните изследвания върху ФПЧ и NO_2 от части се дължи и на сравнително лесното из измерване и пространствено моделиране в околната среда. Полицикличните ароматни въглеводороди, например, създават предизвикателства при моделиране (Чутуркова, 2015).

Следва да споменем и малко познатата роля за замърсяването на въздуха на микро- и нанопластмасите. Обичайно свързваме тези частици със замърсяване на бутилираната вода и откритите водоеми, но те могат да бъдат открити в голямо количество и във въздуха, който дишаме (Center for International Environmental Law, 2023). Нанопластмасите са малки фрагменти с размер под $1\ \mu\text{m}$, които се отделят при производство на пластмасови смоли, продукти за лична хигиена, фармацевтични продукти, селскостопански продукти и торове, печатарско мастило и електроника или са резултат от раздробяване и износване на по-големи (макро-) пластмаси в околната среда. Те

могат да съдържат вложени при производствения процес или захванати от околната среда токсични вещества като бисфенол А, полибромирани дифенилетири, фталати, тежки метали, устойчиви органични замърсители, полициклически ароматни въглеводороди и други, и съответно да ги внесат в белите дробове при вдишване или дори да бъдат транспортирани до вътрешните органи (Center for International Environmental Law, 2023). Оскъдни са обаче директните изследвания в големи наблюдателни проучвания при хора на влиянието на тези частици във въздуха върху общественото здраве.

В обобщение можем да кажем, че въпреки технологичния напредък, въвеждането на по-строги законови регулации и стремежа към използване на ниско замърсяващи източници на енергия, делът от световното население, изложен на неприемливо високи и застрашаващи здравето концентрации на редица атмосферни замърсители, остава притеснително голям. В следващите раздели ще разгледаме по-подробно доказателства за значението на водещите замърсители за здравето на населението, като освен актуални данни от литературата ще използваме емпирични данни от наши изследвания за остри и хронични ефекти на NO₂, като ще изведем необходимостта от достоверни и приложими към българското население научни данни за ефекта на замърсяването на въздуха. Преди представянето на постановката и оригиналните резултати, в следващата част ще разгледаме контекста на известното до момента за здравето и социално-икономическо въздействие на замърсяването на въздуха, с акцент върху Българската популация. След това, емпирично ще илюстрираме етапите на провеждане на епидемиологично проучване в страната.

1.2. Епидемиологични проучвания и замърсяване на въздуха

1.2.1. Същност на епидемиологичния подход

Епидемиологичният метод на изследване на детерминантите на здравето води началото си още от античността, като през голяма част от историческото си развитие, до към края на XIX век, във фокуса на епидемиологичните проучвания са разпространението на инфекциозните заболявания и подобряването на санитарно-битовите условия. През модерния период от развитието на епидемиологията като наука, в нея се обособяват отделни изследователски клонове, разглеждащи разпространението на неинфекциозните заболявания и свързаните с начина на живот и външната среда техни детерминанти (Велкова, 2013b). През първата половина на XIX век токсикологичните изследвания са били съсредоточени върху влиянието на индустриални замърсители в работната среда, като например дразнещото действие на емисиите от сярна киселина и SO₂ (Amdur и др., 1952; 1953). Няколкото наблюдавани масови явления на катастрофални човешки загуби при замърсяване на външната градска среда стимулират интереса към усъвършенстване на изследванията с оглед разкриване на взаимовръзка между замърсяването на въздуха и смъртността (Stanek и др., 2011). През 1952 г. явление, станало известно като Големия лондонски смог, първоначално взема около 4 000 жертви и още 8 000 загиват в последвалата грипна епидемия, като среднодневните концентрации на ФПЧ са достигали до 4.5 mg/m³, а на SO₂ до 1.34 ppm (Stanek и др., 2011). Това катастрофално обгазяване по време на температурна инверсия, довела до задържане и натрупване на замърсителите, е широко цитирано като знаменателно събитие в историята, допринесло за активното изучаване на здравните последици от излагането на замърсен въздух в околната среда (Bell & Davis, 2001), наред със сходни случаи преди това в долината на река Мъозе в Белгия и Донора в Пенсилвания (цит. Anderson, 2009).

Първоначално изследванията са с относително груб дизайн и неспособни да открият по-слабо изразени ефекти на замърсяването, замъглени от други контекстуални и социодемографски фактори. В края на 80-те години на XX век вече започват да се провеждат повече проучвания на краткосрочните ефекти от замърсяването на въздуха (Schwartz, 1994), а през 90-те години напредъкът на технологиите позволява по-прецизната оценка на експозицията на населението и улавянето на по-фини пространствени вариации в нивата на замърсителите и съответно разкриване на взаимовръзки с редица здравни резултати (Stanek и др., 2011). Проучвания от този период насочват поглед към системните ефекти на замърсяването на въздуха извън дихателната система (Godleski и др., 2000). Според Anderson (2009), първото епидемиологично проучване (The Harvard "Six Cities" study) с проследяване от около 15 години сравнява смъртността в няколко американски града и, като взема предвид други потенциални замъгляващи фактори, установява повишен риск от смърт в най-замърсения град (Dockery и др., 1993).

Епидемиологичният подход се отнася до систематичното изучаване на разпределението, детерминантите и моделите на заболяванията сред човешката популация (Krickeberg и др., 2019). Като поддисциплина епидемиологията на околната среда се занимава с изследване на въздействието върху човешкото здраве на физическите, биологични и химически фактори на външната сред (в социален контекст), чрез изследване на различни популации или общности, изложени на различни външни условия (Committee on Environmental Epidemiology, National Research Council, 1997, с. 1-11). Тоест, епидемиологията на околната среда далеч не се занимава само с изучаването на разпространението на инфекциозните заболявания, а има много по-широко приложение. Съществуват различни видове дизайн на научни изследвания, които понастоящем се прилагат за установяване на ефекта на замърсителите върху здравето. Те най-общо се различават по стратегията си за отговор на научния въпрос, което включва изградения концептуален модел, вида обработвана информация, начина на събиране на данни и техните анализ и интерпретация (Committee on Environmental Epidemiology, National Research

Council, 1997, с. 12-25). За разлика от експерименталните проучвания, провеждани в относително контролирана среда с възможност за изолиране на явленията от интерес и директно наблюдение на причинно-следствени взаимовръзки между тях, в наблюдателните епидемиологични проучвания има висока степен на сложност на взаимовръзките и те често могат да бъдат разкрити и наблюдавани само индиректно посредством статистически анализ, контролиращ за потенциално влиятелни/замъгляващи фактори, ефектът на които не би могъл да бъде изолиран експериментално (Велкова, 2013а). С други думи, наблюдателната епидемиология се опитва да измери и оцени взаимовръзките между явленията в действителността посредством концептуални и статистически модели, резултатите от които след това се използват, за да бъдат направени изводи относно същата тази действителност (наречена *епидемиологична реалност*). Създаването на концептуален модел е ключово, като следва задълбочено и обосновано да се прецени колко подробен да бъде този модел, какви данни ще са необходими, за да бъдат описани явленията в него и как точно ще бъдат измерени те на практика, за да бъдат превърнати в количествени променливи. В съвременните епидемиологични проучвания често се ползват така наречените насочени ациклични графики, чието приложение ще илюстрираме в емпиричната част на настоящия труд. Те служат за улесняване на проектирането на изследвания, подпомагане на избора на модели за статистически анализ и предоставяне на графична рамка за класифициране на ролята на различни фактори (Tennant и др., 2021).

1.2.2. Видове и дизайн на епидемиологични проучвания

Общото между повечето епидемиологични проучвания е, че е необходимо да се обхване достатъчно голяма извадка от популацията, която да е представителна за населението, като конкретният ѝ обем зависи от поставените цели и планиран анализ (Джамбов, 2024а). Това е особено необходимо за наблюдаване и измерване на средовите въздействия върху здравето, тъй като те

обикновено са по-слабо изразени, отколкото влиянието на поведенческите или чисто биомедицински детерминанти на здравето. Необходимо е тази извадка да бъде представителна за популацията поне по пол и възраст, а за предпочитане и по социално-икономически показатели като образователна степен и етнос. В следствие това позволява отнасяне на получените резултати към цялата популация (Джамбов, 2024а). Следва обаче да отбележим, че понякога, когато изучаваме влиянието на средовите фактори, може да е дори от по-голямо значение извадката да е представителна за нивата на експозиция на популация на съответния фактор, както и да бъде достатъчно вариабилна в своите характеристики, за да могат да бъдат достоверно изчислени съответните коефициенти за ефект. С други думи, необходимо е да бъдат обхванати различни нива на експозиция, от много ниски, до много високи, между които да бъде сравнен наблюдаваният ефект върху здравето. Например, ако лицата, включени в извадката, са твърде хомогенни по отношение на излагането си на даден атмосферен замърсител и липсва достатъчна вариация в експозицията им (съответно, в концентрациите на замърсителя), е възможно да не можем да наблюдаваме ефект на въпросния замърсител върху здравето поради липсата на достатъчно стръмен градиент, тоест на контраст в нивата на експозиция на отделните лица. Също така, стремежът към представителност на извадката по социално-демографски характеристики може да отстъпи на заден план и ако е необходима по-голяма статистическа мощност, за да бъдат изследвани ефектите в подгрупи, които може да са слабо представени като дял в общата популация. В такива случаи може да са наложени лицата, принадлежащи на въпросната подгрупа, да бъдат целенасочено свръхсемплирани (свръхпредставени) в извадката. Налага се да отчитаме и факта, че замърсяването на въздуха е само един от факторите на градската среда, въздействащ върху здравето, и то е пространствено корелирано с други фактори като автомобилния шум, степента на застрояване и зеленината. Затова е препоръчително при подбора на локации за набиране на участници в проучването да се съобразяваме с тези пространствени взаимоотношения и да се състави извадка не само достатъчно

вариабилна по отношение на диапазона на стойности на дадения въздушен замърсител, но и с балансирано съчетание с другите фактори на средата. Например, подборът на лица в извадката може да се извърши на матричен принцип, включвайки различни възможни комбинации от локации с висока или ниска експозиция на даден въздушен замърсител, степен на почвено запечатване и зеленина, автомобилен шум и социално-икономически показатели на териториалната единица. Често обаче липсва възможност за контрол върху вариабилността в характеристиките на извадката, когато се използват вече налични данни при вторичен анализ на данни, събрани за друга цел, но с възможност за свързване с информация за нивата на замърсяване и измерване на връзката на замърсяване със здравни резултати. Примери за вторична употреба на здравни данни са анализите на неизследвани хипотези с вече получени данни, анализ на неизползвани преди това части от данните или свързване с други бази данни и регистри за допълването им.

След определяне на критериите за оптимален подбор, за всеки от участниците в едно проучване се събира информация за здравния му статус или благополучие, било чрез анкетна карта, официални регистри или проведени прегледи – например, самодокладвани диагностицирани заболявания и приемани медикаменти, измерване на кръвно налягане, провеждане на спирометрия, набиране на данни от регистър за причини за хоспитализация и други. В някои държави дигитализацията на административните услуги и здравеопазването прави възможно провеждането на популационно-базирани кохортни проучвания практически сред цялото население и за много дълги периоди от време (Laugesen и др., 2021; Джамбов, 2024с; Forastiere и др., 2024а). Добър пример за здравни регистри, подходящи за научни изследвания, са скандинавските държави. Дания, например, има дълга история на популационни изследвания, основани на регистри, тъй като цялото население е регистрирано в система чрез уникален персонален номер, въведен още през 1968 г. Този номер позволява свързването на информация за лицето между различни регистри с популационни данни, което прави възможно

провеждането на редица мащабни проучвания (Sørensen и др., 2023; Джамбов, 2024с).

Във всеки случай, е необходимо е да имаме информация поне за местоположението на жилището на всеки участник в проучването, което да позволи обективното определяне на нивата на замърсяване, на които той е изложен. Тъй като обикновено се работи с големи извадки и/или дори с анализ на административни данни, при което не е възможно да бъде посетен всеки участник или дори да се осъществи контакт с него, за да бъдат извършени преки измервания на експозицията му за продължителен период от време, се налага да са разчита на сурогатни показатели за експозиция на замърсен въздух, каквито се получават от различни математически модели или при свързване на данните за даден участник с данни за замърсяването в по-широката територия, която обитава (Nieuwenhuijsen & Brunekreef, 2023). Допълнителна информация може да се получи и ако е известно местоположението на така наречените *микросреди*, тоест на местата, в които човек обичайно прекарва време през ежедневието си, и маршрутите, по които се придвижва между тях. Тази информация обаче често не е известна, също както, особено при работа с големи извадки или административни данни, не е налична информация за вътрежилищните нива на замърсяване. Поради това концентрацията на замърсителя при координатите на жилището се приема за сурогат за реалната експозиция на участника, с всички необходими допускания, като това, че той прекарва времето си основно у дома, както и че проникващото в жилището замърсяване е сходно с онова, което е определено при фасадата на сградата (Nieuwenhuijsen & Brunekreef, 2023; Джамбов, 2024а). Тъй като развитието на хроничните заболявания отнема години, методът чрез изчисляване на замърсяването при координатите на жилището е удобен, защото позволява автоматизирано да се определи замърсяването и за минал период от време, ако са налични необходимите данни. При този метод най-често се разчита не на директно измерване на замърсителите при всяка сграда, което би било невъзможно при извадка от хиляди участници, а на създаден дигитален модел на замърсяването на населеното място, въз основа на калибрационни измервания,

характеристики на средата и други входни данни за моделирането. Чрез този модел с приемливо ниво на грешка може да се определи замърсяването във всяка точка на населеното място, без там да са провеждани измервания. Има различни методи за подобно моделиране, разчитащи на детерминистични или стохастични подходи, утвърдени в епидемиологичните изследвания. Те ще бъдат разгледани в третата част на книгата, заедно с някои поточни методи за определяне на излагането на замърсители чрез носене на преносими сензори, измерващи състава на вдишания въздух, и проследяване с глобална система за позициониране (GPS) (Джамбов, 2024a).

В допълнение към основната информация относно излагането на замърсен въздух и здравния статус, се събира и информация за замъгляващи и модифициращи ефекта на замърсяването фактори. Това е необходимо за разкриване, доколкото това е възможно, на *чистия* ефект на замърсителя и повишаване на достоверността на получените статистически резултати. Следва да се изолира влиянието на фактори, свързани и със замърсителя на въздуха, и със здравния статус, или пък следва да се вземат предвид фактори, които променят силата на асоциацията между замърсителя и здравния статус. Например, хората с по-нисък социално-икономически статус често са изложени на по-високи нива на замърсяване на въздуха, като същевременно имат и по-лошо здравословно състояние, така че за да сме уверени, че наблюдаваният ефект върху здравето се дължи на замърсяването на въздуха, а не на влиянието на социално-икономическия статус, е необходимо последният да се вземе предвид в анализите, чрез отчитане на показатели като доходи, образование и други. В други случаи може да съществуват междугрупови различия в ефекта на замърсителя между участници от различен пол или възрастова група, или водещи различен начин на живот. Например, сред по-възрастните и недостатъчно физически активните хора замърсяването на въздуха може да оказва по-силен неблагоприятен ефект. Минималната информация (извън тази за концентрацията на замърсителя и здравния статус), която е необходимо да е налична в подобно проучване, обикновено включва пол, възраст и показател за социално-икономически статус

на изследваните лица. Без отчитането на ефекта на тези фактори в статистическите анализи, е възможно ефектът на замърсяването на въздуха да бъде подценен, надценен или изобщо да не бъде установен (Джамбов, 2024а).

Съществуват различни начини за проектиране на едно наблюдателно епидемиологично проучване (Rothman и др., 2008; Велкова, 2013, с. 73-103.). Аналитичните наблюдателни проучвания се основават на подробни данни за изследваните лица и отчитат влиянието на потенциални замъгляващи фактори, като класическите аналитични проучвания са кохортното проучване и проучването случай-контрола (Committee on Environmental Epidemiology, National Research Council, 1997, с. 12-25; Rothman и др., 2008). По начало, за да може да се твърди, че замърсяването на въздуха е причина за изследвания здравен показател, е необходимо достатъчно дълго проследяване във времето, за да е патофизиологично възможно настъпването на увреждане на организма. Необходими условия са в началото на проследяването участниците в проучването да нямат съответното заболяване, което се изучава, както и да бъде известна експозицията им на дадения замърсител. В края на проследяването (например, след пет години) се отчита дали сред изложените на по-високи нива на замърсителя е било по-вероятно да са настъпили увреждания отколкото сред изложените на по-ниски нива на замърсяване. Това най-просто представлява дизайнът на едно проспективно кохортно проучване. Презумпцията е, че в края на проследяването по-голям дял от изложените на по-високи нива на замърсителя участници ще развият даденото заболяване, което позволява да се определи рискът или опасността за това заболяване. Като алтернатива, ако разглежданият здравен резултат не е дихотомен като наличието на заболяване, а числов като например стойността на артериалното кръвно налягане, то вместо вероятност за настъпване се оценява степента на промяна в този резултат за времето на проследяване спрямо началната му стойност (Committee on Environmental Epidemiology, National Research Council, 1997, с. 12-25; Rothman и др., 2008). Следва да се има предвид, че разработването, провеждането и интерпретацията на подобно проучване изискват инвестиция на съществен ресурс и време, които често не са

постижими за отделен научно-изследователски проект, чиято обща продължителност обичайно е в рамките на едва 2 – 5 години. (Джамбов, 2024а).

В такива случаи, друг по-икономичен вид аналитично проучване, особено при работа с редки здравни резултати, е проучването случай-контрола. При него се подбират две сходни групи участници, различаващи се по наличието или отсъствието на дадено заболяване, наречени съответно *случаи* и *контроли*. Например, лицата със заболяване (случаите) могат да се подберат от практики на общопрактикуващи лекари или отделения на болнични заведения, а онези без заболяване (контролите) от генералната съвкупност или от същите практики и болнични заведения, стига да са потърсили здравни услуги по друга причина, която не е вероятно да се дължи на замърсяването на въздуха (Rothman и др., 2008). След това се прави съпоставка в нивата на експозиция на дадения замърсител, като хипотезата е, че ако той има негативен ефект, то случаите ще са експонирани на по-високи концентрации спрямо контролите, отчитайки влиянието на потенциални замъгляващи фактори. Този вид проучване е относително лесен за осъществяване и най-често се провежда с ретроспективно събрана информация. При него не може да се изчисли базов риск, тъй като броят случаи е предварително зададен, а не наблюдаван, и популацията в риск не е известна, но може да се изчисли коефициент за съотношение на шансовете (*odds ratio; OR*). *OR* носи сходна информация и приблизително същата числова стойност като коефициента за риск, ако събитието е рядко срещано (тоест, ако делът на лицата със заболяване е под 10% в контролната група), но в противен случай надценява големината на риска (Viera, 2008).

Още по-достъпен от гледна точка на изискваните ресурси (времеви и финансови) и позволяващ определянето на болестността в популацията е така нареченото срезово или трансверзално проучване, при което цялата информация за участниците се събира в даден момент от времето. Формално, това не позволява да се правят категорични заключения, че замърсяването на въздуха е довело до възникване на заболяването, а само че е свързано с наличието му (Rothman и др., 2008). Това е

така, тъй като не е спазен критерият за установяване на причинно-следствена връзка, а именно причината да предхожда във времето следствието, както и защото не са известни редица фактори към момента, в който човек е бил здрав, а само към момента на вече съществуващо увреждане (Rothman и др., 2008; Джамбов, 2024а). Също така, не може да се отхвърли категорично вероятността участниците със заболяване да са променили местоживеенето си поради здравословното си състояние, опитвайки се да напуснат замърсената среда. Именно това понякога е обяснение за парадоксалното спадане на наблюдавания риск от дадено заболяване при най-силно изложените лица, спрямо онези изложени на по-ниски нива. В такива случаи може да се наблюдава *ефектът на оцелелия*, тоест, към момента на отчитане на експозицията и на здравния резултат, в силно експонираните локации селективното са загинали (или вече са се преместили оттам) по-уязвимите лица и са останали повече относително здрави индивиди (Arrighi & Hertz-Picciotto, 1994). За пръв път този феномен е наблюдаван в проучвания в работната среда при работници под формата на *ефект на здравия работник*. Начин за частичното му преодоляване е да се съберат данни за обитаваните от участниците в проучването жилища през минал период от време, за които жилища ретроспективно да се определи експозицията на замърсителя. Моделирани стойности на замърсители на въздуха могат да бъдат получени и за десетилетия назад във времето (Gulliver и др., 2011). Друг подход е в проучването да се включат само лица, които обитават от достатъчно дълго време настоящото си жилище (например, да не са се местили през последните пет години) (Dzhambov и др., 2023с), но това създава възможност за систематична грешка при подбора на участници. Възможно е и да се получи информация и за продължителността на обитаване на адреса, и за давността самото заболяване, за да бъде известно кога заболяването е настъпило по време спрямо началото на експозицията (нанасянето в жилището). Този вид дизайн е известен като срезово кохортно проучване (Hudson и др., 2005). Подобен подход беше възприет в наскорошно българско проучване (Dzhambov и др., 2025). Въз основа на опита от представителни проучвания, провеждани в

България, за нашата популация липсата на ретроспективна информация за историята на обитаваните жилища не е толкова съществен проблем, тъй като пълнолетните българи на средна и по-зряла възраст сравнително рядко променят жилището си и средната продължителност на обитаване на настоящия адрес в тези проучвания е над 20 години, което дава достатъчно време за развитието на дадено заболяване в следствие експозицията на замърсен въздух (Dzhambov и др., 2025).

Освен с данни на индивидуално ниво (микроданни), при които е известна информация за отделни лица, може да се работи и с данни на групово ниво (агрегирани данни на ниво територия или жилищен квартал), например на ниво градоустройствена единица или цяло населено място (Джамбов, 2024а). Биха могли да се използват осреднени данни за концентрациите на даден замърсител в населеното място или градоустройствената единица, както и обобщени данни от административни източници за здравния показател като заболяемост, болестност или смъртност, за същите пространствени единици на наблюдение. В такова проучване се използват данни от моделирани или измерени стойности на замърсителя и данни за здравния статус и други фактори, обобщени за всяка пространствена единица, след което се анализират взаимовръзките между тях. Например, Maheswaran и др. (2012) използват данни за новите случаи на инсулт, претеглени стойности на замърсяването на въздуха и индекс за социално-икономически статус, обобщени за всеки от 948-те преброителни географски района на Лондон. В случая единицата на анализ не са отделни индивиди, а районите. Този вид проучвания, наречени екологични, лесно могат да обхванат голяма част от населението или дори цялото население и са полезна първоначална стъпка към изучаването на пространствените корелати на здравето, но изискват добре развити и достъпни здравни регистри и данни за населението. При екологичните проучвания обаче често не е налична информация за значими за модела фактори на индивидуално ниво. Така наречената екологична грешка възниква, ако резултатите, характеризиращи зависимостта между замърсяването на въздуха и здравето на групово ниво, се използват за формулиране на изводи на

индивидуално ниво. На практика нито разпределението на замърсителя, нито характеристиките на населението са географски ограничени в пространствените единици, които се анализират (Джамбов, 2024а). Определянето на границите на пространствените единици най-често се прави въз основа на административно деление и в този смисъл е произволно по отношение на разпределението на здравето, човешкото поведение и техните детерминанти. Ако тези граници се променят, обобщените данни също ще се променят, въпреки че местоположението на участниците в проучването и нивата на замърсяване на въздуха остават същите. Този източник на грешка, съпътстващ екологичните проучвания, е известен като *проблем с променливата площна единица* (modifiable areal unit problem) (Lee и др., 2020а) и макар да има разработени подходи за оценяването и корекцията му чрез претегляне на резултатите или отчитане на степента на пространствена автокорелация на данните (Markevych и др., 2018), той не може да бъде разрешен изцяло.

Описаните примери с подходи към изучаването на хроничните ефекти на замърсяването на въздуха, при които интерес представлява пространствената вариация на замърсяването на въздуха, имат някои различия спрямо проучванията на остриите ефекти на замърсяването на въздуха. Когато интерес представлява как здравният статус се повлиява скоро след настъпване на промени в качеството на въздуха, всъщност се изучава времева вариация на замърсяването на въздуха (Джамбов, 2024а). Такива ефекти най-често се наблюдават при епизоди на силно влошаване на качеството на въздуха и/или сред лица с вече подлежащо заболяване и при по-дискретни промени в замърсителите. В случая се проследява дали в дни или скоро след дни с повишени нива на замърсяване има повишено търсене на спешна медицинска помощ, постъпване в болница или смърт поради усложнение/декомпенсация поради дадена причина (Anderson, 2009; Джамбов, 2024а). Въпреки че при изучаване на тези ефекти също може да се работи с микроданни на индивидуално ниво, най-често се провеждат анализи на така наречените времеви серии от агрегирани данни. За периода от интерес се използват данни за среднодневната, седмична, месечна

или годишна концентрацията на даден замърсител от станции за мониторинг на качеството на въздуха и тези стойности се свързват с данни за броя нови случаи (постъпили в болница, потърсили спешна помощ и други) със същата времева резолюция. Удобното при тези анализи е, че данните обикновено са налични и достъпни от съответните институции. Обикновено се вземат предвид и замърляващи фактори като метеорологични променливи, пол и възраст на случаите, времеви тренд и други. Работата с агрегирани данни не показва индивидуалния риск, но все пак дава информация, релевантна за потреблението на здравни ресурси и натоварването на здравната система (Джамбов, 2024а). Съществуват и вариации на тези подходи, както и такива, които не са споменати тук, но разгледаните до момента видове проучвания дават представа за най-честите начини за извеждане на зависимости, които служат за оценка на въздействието върху здравето (Джамбов, 2024а).

До момента, напредъкът в тази изследователска област и извеждането на валидни за нашата популация данни са били възпрепятствани поради липсата на широкомащабни популационно-базирани изследвания (Джамбов, 2024а). Това разбира се не означава, че у нас не са проучвани ефектите на мръсния въздух върху здравето. Тези проучвания обаче не отчитат по подходящ начин ефекта на пространствената вариация в замърсителите върху здравето. Част от тях анализират острите ефекти на замърсяването на въздуха в определени епизоди върху търсенето на медицинска помощ или хоспитализациите по причини, разглеждайки времеви серии данни (например, Krachunov и др., 2017; Simidchiev и др., 2020). Други проучвания сравняват дадени здравни резултати между различни населени места във връзка с измерените замърсители от стационарни мониторингови станции (например, Turnovska и др., 2007; Dobрева и др., 2015; Platikanova & Penkova-Radicheva, 2016). И в двата случая дизайнът на тези проучвания не позволява да бъдат изследвани хроничните ефекти на замърсяването на въздуха в зависимост от вариациите на експозицията на населението в рамките на едно и също населено място, тоест с голяма пространствена резолюция. Такива данни имат голямо значение за

политиките за устойчиво и подкрепящо здравето градско развитие. По същността си, изучаването на ефекта на пространствената вариация в даден замърсител чрез данни от фиксирани мониторингови станции, приемани за представителни за цялата територия на населеното място, е подход, който е бил използван широко в самото начало на епидемиологичните изследвания в тази област (Anderson, 2009). Основно ограничение на сравняването на големи територии, за които нивата на замърсяване са известни само от фиксирани станции (особено, ако се сравняват малък брой населени места), и при допускането, че последните отразяват *средното* ниво на замърсителя за цялата територия, е, че не е възможно ефективно да бъдат изолирани редица съпътстващи фактори на средата, градиенти в социално-икономическия статус, фонова болестност/заболеваемост и други фактори, по които се различават населените места и съответно могат да са отговорни за част от наблюдавания ефект, който бива приписван на разликите в нивата на замърсителя. Дизайнът на такива проучвания може да се класифицира като полу-екологичен.

За прецизно определяне на зависимост между концентрацията на замърсителя и здравни резултати, установяване на прагови ефекти и по-точно моделиране на въздействието върху показатели с отношение към общественото здраве, е необходима много по-детайлна информация за вариациите в замърсителя. Това може да се постигне или с достатъчно гъста мрежа от сензори или, което е по-често практикувано в епидемиологичните проучвания понастоящем, въз основа на числови геопространствени модели с голяма резолюция (например, 100 x 100 m) (Nieuwenhuijsen & Brunekreef, 2023). При работа с големи извадки (например, хиляди участници в проучването) често достъпът до жилището на всеки участник е невъзможен. Същото се отнася и при работа с административни данни, при които експозицията следва да се оцени ретроспективно и не е възможно да се извършат директни измервания на замърсителя, нито да се извършат измервания във всяка точка на населеното място. Поради това, най-често се създават модели, които позволяват изчисляване, тоест предсказване, на стойността на замърсителя във всяка точка в дадена зона, дори и в нея да не са налични данни от измервания

(Ма и др., 2024). Това е възможно, като въз основа на известните стойности в относително малък брой точки, в които са извършени измервания, и връзката на тези измерени стойности с характеристиките на заобикалящата среда (например, трафикопоток, разстояние до източници на замърсяване, вид земеползване, гъстота на застрояване и други), се създава математически модел, който може да предскаже стойността на замърсителя във всяка точка в зоната, за която са известни характеристиките на заобикалящата среда (Ма и др., 2024). Информация за входните данни за модела в повечето случаи може да се получи например от съществуващи и достъпни повърхнини (геореферирани карти) за земеползване (Ма и др., 2024). Това позволява изследване на пространствената вариация в разпределението на замърсяването, основно при изучаване на хроничните ефекти, дължащи са на продължително излагане в локации с различни нива на замърсяване. Важно е да се има предвид, че поради вариацията в тъканта на различни зони и населени места (тоест, взаимовръзките и отношенията между отделните им пространствени характеристики) модел, разработен за дадено населено място, не следва направо да се прилага към друго населено място, тъй като може да даде невалидни изчислени стойности. До момента обаче създаваните в България модели на замърсяването на въздуха в населените места се основават главно на дисперсионно моделиране (например, Dimitrova и Velizarova [2021]; Община Пловдив [2025]; Dimitrova и др. [2025]) и са с пространствена резолюция, обхват и входни данни, които може да са подходящи за планиране на политики по управление на качеството на атмосферния въздух, но не са оптимални за целите на изследване на здравното въздействие върху населението. Освен по-груба пространствена резолюция, тези модели изискват дълго време да бъдат разработени и имат висока изчислителна цена. В предходно наше проучване чрез алгоритъм за машинно обучение създадохме модел на разпределението на NO_2 в София, но за входни данни използвахме налични измервания с дифузионни тръби (Dzhambov и др., 2023с), чиито брой и разполагане не съответстваха на възприетите практики в областта на епидемиологията на околната среда (Brauer и др., 2003; Cury и др.,

2012). Различните подходи за определяне на експозицията и създаване на числови модели ще разгледаме по-нататък.

Другият основен вид прочувания касаят времевата вариация в нивата на замърсяване върху една и съща територия, които най-често разглеждат острите ефекти на замърсяването при епизоди на повишени нива на замърсяване (Anderson, 2009). В голямата част от съществуващите подобни български изследвания на времеви серии се разчита на относително прости статистически методи за изследване на *риска* от хоспитализация или търсене на спешна помощ при повишаване на концентрациите на замърсителя; например, анализ с обикновени двумерни корелации между двете серии данни (Krachunov и др., 2017; Simidchiev и др., 2020), без да се отчитат автокорелацията в данните, влиянието на вариращи с времето замъгляващи фактори като метеорологични показатели, сезонност и седмична динамика. Това е в противовес на утвърдената практика да се използват многомерни (тоест, многофакторни) модели, които са подходящи за моделиране на бройни резултати и анализ на времеви серии (Anderson, 2009). Едва през последните години наше мащабно проучване използва съвременни аналитични методи за оценката на острите ефекти на замърсяването на въздуха върху хоспитализациите в няколко български града (Dzhambov и др., 2023a; 2023b; Georgiev и др., 2025).

1.3. Подходи за оценка на въздействието върху здравето

На настоящия етап на развитие на науката и интеграцията на научните данни в политиките за развитие на градската среда и изобщо за превенция на заболяванията, вече не е достатъчно да знаем, че замърсяването на въздуха, или кой да е друг детерминант на здравето, оказва въздействие в дадена посока. За направляване на мероприятията за подобряване на средата на живот, правилното и ефективно планиране на политики и инвестиции в тази област, са необходими точни количествени оценки на размера на ефекта върху здравето. *Оценката на въздействието върху здравето* (health impact assessment) може да се дефинира като структурирана рамка от процедури, методи и инструменти, при която се използват научни данни, експертни оценки и консултации със заинтересовани страни за идентифициране и оценка на потенциалното (или действителното) отражение на различни предложени действия, планове и политики върху общественото здраве сред дадена група от населението; въз основа на тази оценка могат да се предприемат действия за намаляване на неблагоприятните влияния върху здравето и оптимизиране на ползите от планираните решения (National Academy of Sciences, 2011, с. 14-17). Това налага познаването на алгоритмите за оценка на въздействието върху здравето, необходимите данни за извършването ѝ, и влияещите върху прецизността на тези изчисления фактори (Nieuwenhuijsen и др., 2017). Рамката включва няколко основни стъпки, които се конкретизират в зависимост от предмета на оценка (National Academy of Sciences, 2011, с. 7):

- 1) Скрининг на предложеното действие, план или политика – описание на времевите измерения и политическия и друг контекст; преценка на очакваното отражение върху здравето, на необходимите ресурси за провеждане на оценка на въздействието върху здравето и на необходимостта от подобна оценка;

- 2) Определяне на обхвата – обобщение на подлежащите на оценка здравни показатели; идентифициране на засегнатите групи от населението; описание на изследователския въпрос, източниците на данни и аналитичния план; идентифициране на алтернативи на оценяваното предложение; обобщение на ангажирането на заинтересовани страни и значимите за тях въпроси;
- 3) Оценка – описание на съществуващото здравно състояние на населението преди предприемане на оценяваното действие; анализ на здравните ефекти от предложеното действие и негови алтернативи; описание на ограниченията на анализа и свързаната несигурност; описание на методологията на оценката; вземане предвид на мнението на заинтересованите страни;
- 4) Предложения за алтернативни на предложените действия, които биха намалили негативните и повишили позитивните ефекти върху здравето; идентифициране на заинтересовани страни, които биха могли да приложат на практика предложенията въз основа на оценката; избор на индикатори за наблюдение и система за верификация;
- 5) Отчитане – документиране на целия процес и стъпките му; предаване на резултатите от оценката на институциите, вземащи решения, обществото и други заинтересовани страни;
- 6) Наблюдение и оценка – проследяване на промени в здравните показатели и прилагането на направените въз основа на оценката предложения.

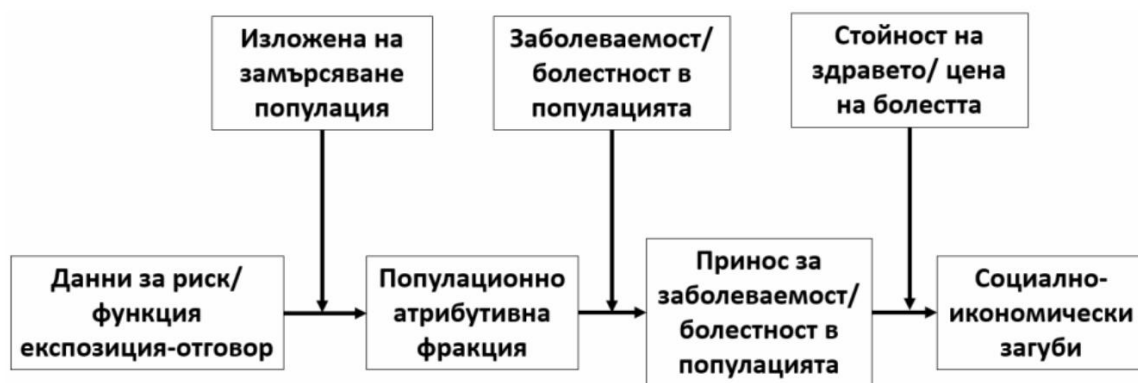
До момента изчисленията за въздействието на замърсяването на въздуха върху здравето в България (включващи, например, загуби под формата на случаи смъртност и заболяемост или икономически загуби) са извеждани въз основа на данни за връзката между концентрацията на замърсителите и ефекта върху здравето, получени от изследвания в други популации, често с по-висок социално-икономически статус. В тях структурата на източниците на емисии и нивата на замърсяване, както и другите контекстуални фактори, които могат да повлияят

на силата на асоциацията между замърсяването на въздуха и здравето (Forastiere и др., 2024a), са твърде различни от тези в България. Подобна екстраполация на риска и прилагането му към данни за здравето на българското население действително позволява да бъдат изчислени количествени показатели за приноса на замърсителите към общественото здраве (например, атрибутивен брой смъртни случаи), но тези резултати вероятно подценяват или надценяват реалното въздействие върху здравето, като не е известно в каква степен точно е изразена тази грешка (Dyer и др., 2024). Ето защо е от съществено значение да се установят зависимости за българската популация, които да улеснят повишаването на осведомеността и да дадат възможност за по-прецизни оценки на въздействието върху здравето от провежданите интервенции и планирането на бъдещи такива (Dzhambov и др., 2025). Макар биологичните механизми, свързващи замърсяването на въздуха със здравето, да са универсални между различните популации, различията по отношение на споменатите контекстуални фактори могат да модифицират въздействието на замърсяването на въздуха. Например, наблюдават се различия между хората в поведенческата им свобода да избягват излагането си на замърсен въздух, различия в икономическите ресурси, различна степен на проникване на замърсяването в домовете поради разлики в изолацията на жилищата, различия в начина на живот и поведенческите рискови фактори за здравето, които индиректно повлияват уязвимостта на индивида към замърсяването на въздуха, различен достъп до здравни услуги и качество на здравеопазването, които предопределят възможността за превенция и лечение на вече настъпили увреждания. Ето защо, за извеждане на валидни за България данни са необходими представителни и достоверни проучвания в българската популация (Джамбов, 2024a).

В този раздел ще разгледаме актуални данни за изчислената здравна и социално-икономическа тежест на замърсяването на въздуха по света и в България. Преди това обаче е необходимо да се запознаем с алгоритъма на оценката на въздействието върху здравето. Тези оценки стъпват на изходни данни за зависимостта

между концентрацията на даден замърсител и въздействието му (наречени още функции *доза – отговор*, *експозиция – отговор*, *концентрация – отговор* или *експозиция – ефект*), която се извежда от епидемиологични проучвания с подходящ дизайн. Предпочита се да се използват такива зависимости, получени от мащабни кохортни проучвания, които използват точни методи за оценка на замърсителите, вземат предвид влиянието на замъгляващи фактори и са достатъчно представителни по отношение на вариабилност в извадковите характеристики (Rigaud и др., 2024). Самият модел, от който се извежда зависимостта, е регресионен анализ, в който рискът от заболяване или смърт е обяснен от концентрациите на даден замърсител, вземайки предвид други потенциално значими фактори. Резултатите от повече от едно проучвания, когато такива са налични, най-често се обединяват чрез така наречения мета-анализ, за осигуряване на по-голяма стабилност и достоверност на една такава зависимост, тъй като тя варира в различните проучвания поради разлики в методите, подлежащите характеристики на популацията или територията (Forastiere и др., 2024b). Специален случай, който напоследък получава повече внимание, е определянето на въздействието върху здравето на няколко корелирани експозиции, като например замърсяването на въздуха, транспортния шум и градската зеленина. В такива случаи, се препоръчва да се използват техники за отчитане на съчетаното действие на тези експозиции, което да направи изчисленията по-точни и реалистични (Chen и др., 2025).

На Фигура 8 е представен процесът на оценка на въздействието върху здравето и тежестта на заболяванията, свързани със замърсяването на въздуха. Основен е изборът на коефициент за риск, съответно математическа функция експозиция – отговор, даваща информация за очаквания ефект при експозиция на по-високи спрямо по-ниски концентрации на замърсителя.



Фигура 8. Стъпки на количествена оценка на въздействието върху здравето и тежестта на заболяванията, свързани със замърсяването на въздуха

Забележка: По Health Effects Institute (2024).

Други входни данни, използвани за тези изчисления, включват общия размер на популацията в риск и на броя лица, експонирани на дадени нива на замърсителя (Rigaud и др., 2024). Последните могат да са групират в две или повече групи, например лица, изложени на концентрации над определен нормативен или здравно-обоснован праг или на различни дискретни категоризирани нива на замърсяване. С тази информация може да се определи общата атрибутивна фракция в популацията или с други думи какъв дял или процент от случаите на дадено заболяване за даден период от време се дължат на замърсяването на въздуха над определен праг. Атрибутивна фракция обикновено се определя при категорийно дефинирана експозиция, като при наличие на повече от две групи информацията се обединява. Необходимо е да е известна и фоновата или обща заболяемост (нововъзникнали за даден период случаи) или болестност (съществуващи към даден момент нови и стари случаи) в популацията, която се умножава по атрибутивната фракция, за да се установи броят на случаите с дадено заболяване, свързани с излагането на определени нива на замърсителя. Като последващ етап, тази загуба на здраве би могла да се остойности чрез финансов еквивалент, отчитайки директните и индиректни загуби, очаквани поради временна или трайна нетрудоспособност,

ползване на медицинска грижа, загуба на производителност и преждевременна смърт. Например, ако показателят, който определяме, е смъртност, често подходите за остойностяването му се основават на стойността на статистически оставащия живот (*value of a statistical life*) или стойността на една изгубена година живот (*value of a life year*). Първият показател отчита готовността на обществото да плати за намаляване на риска от смърт, а другият готовността на обществото да плати за удължаване на продължителността на живота с една година (European Commission: Directorate-General for Mobility and Transport и др., 2020). Тези стойности варират в широки интервали в зависимост от източника на данните, поради което изборът на различни параметри за изчисленията може да доведе до широк интервал на несигурност.

Съществуват и методи за оценка на въздействието върху здравето като сравняване на въздействието при съществуващото ниво на замърсителя с това при алтернативни по-високи или по-ниски нива, което се определя като контрафактологична оценка на въздействието (Murray и др., 2004). Други по-съвременни методи са *Proportional multi-state life table* (Mytton и др., 2017; Blakely и др., 2020) чрез *синтетична популация*, която се проследява за определен интервал от време (Woodcock и др., 2018), и симулационните агент-базирани модели, които водят началото си от транспортното планиране (Kanj и др., 2025). Сравнение на различните методи е направено от Mueller и др. (2023).

Биха могли да се подберат различни показатели за здраве, в зависимост от наличните данни и поставените цели, както и според заинтересованите страни, за които са предназначени резултатите от оценката на въздействието върху здравето. Понякога са необходими показатели, които позволяват по-абстрактно стандартизирано сравняване на отражението на различни рискови фактори върху общественото здраве. В други случаи по-разбираеми за заинтересованите страни са интуитивни показатели като броят случаи на заболяемост, болестност или смърт от дадена причина. Последните могат да се определят като абсолютен брой случаи, свързани със замърсяването на въздуха, както и като честота на 100 000 души население. Възможно е да се представи

количествено и социалната тежест на тези случаи чрез обобщаващ показател за здравето на населението като години живот, коригирани с инвалидност (*disability-adjusted life year; DALY*). Една *DALY* представлява загуби с фатален и нефатален изход (Salomon, 2014), като се отчита продължителността на живот с увреждане и коефициент за тежестта на увреждането, която придобива стойност между 0 (за пълно здраве) и 1 (еквивалентно на смърт) (Salomon и др., 2012). *DALY* обаче често остава трудно разбираем показател за неспециалисти, поради което той би могъл да се остойности, например като се приеме консервативна стойност за една *DALY* равна на брутния вътрешен продукт (БВП) на глава от населението (Brown, 2008) или, по-често, утроения БВП на глава от населението, който се използва и при оценки на здравните технологии (Robinson и др., 2017).

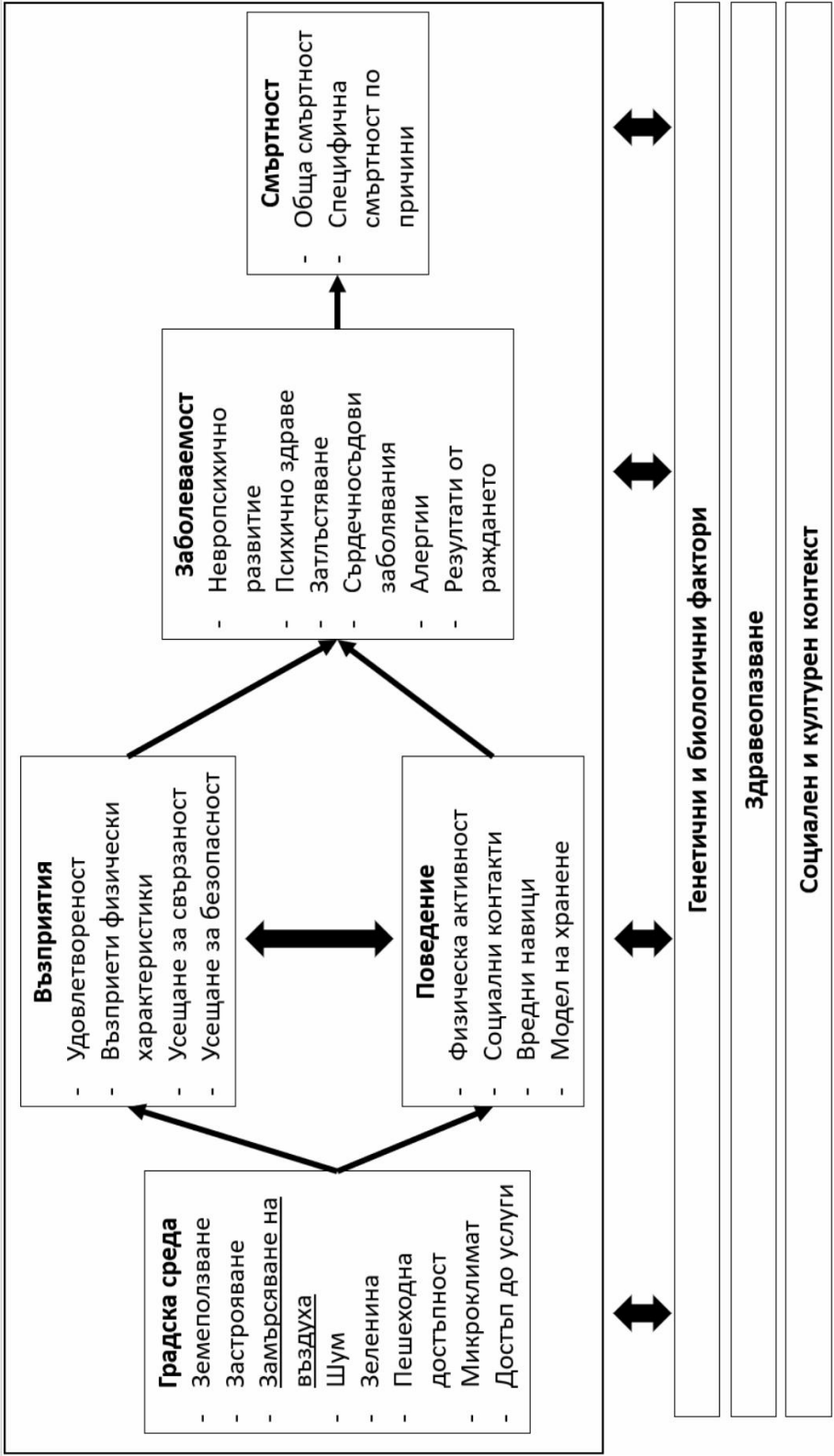
Независимо от подхода и избраните параметри, крайната цел на оценката на въздействието върху здравето е да се даде представа за приноса на замърсителя към социалната тежест, както и да се проследи динамиката на тази тежест във времето при промяна в параметрите, които обуславят изчисленията. По този начин могат да се проследи ефективността на дадена интервенция, както и да се правят прогнози за ползите и загубите при алтернативни сценарии на развитие на ситуацията с оглед екологични и/или здравни фактори (Rigaud и др., 2024). Изменението на различните входни данни и компоненти на оценката дава отражение върху крайните изчисления и следва да се разглежда не изолирано, а комплексно. Например, ако нивото на замърсителя за дадена територия спадне, това може да не доведе до значителен спад в заболяемостта и смъртността, ако броят експонирани на него лица се повиши поради урбанизационни процеси или ако общата заболяемост или смъртност сред населението се повиши по други, несвързани със замърсяването на въздуха причини.

1.4. Замърсяване на въздуха, здраве и благополучие

1.4.1. Пътища за повлияване на здравето от замърсения въздух

Още в трактата на Хипократ „За въздуха, водите и местата“ се говори за връзката между качеството на средата, в частност въздуха, и здравето (цит. Fowler и др., 2020). В последните десетилетия се натрупаха редица научни доказателства, подкрепящи тази идея с конкретни количествени оценки на влиянието на средата върху здравето и благополучието. С начина си на застрояване, пространствена организация и свързаност на зони с различно предназначение градската среда оформя здравето както директно чрез въздействието на определени фактори като замърсен въздух, така и индиректно, чрез възприятията за качествата на средата и повлияване на поведението на индивидуално и групово ниво и социалните взаимодействия в общността (Mueller и др., 2021) (Фигура 9). В много случаи, поради социални, икономически или технически съображения, съществуващата градска инфраструктура не подлежи в пълен обем на модификация. Подобряване на здравето, удовлетвореността и благополучието на населението обаче могат да се постигнат и чрез намеса в останалите компоненти на физическата среда, повишайки устойчивостта спрямо съществуващите вредности (Буров и др., 2024).

Замърсяването на въздуха е най-голямата заплаха за общественото здраве от всички вредности, срещащи се в градската среда (World Health Organization, 2021). Убедителни доказателства от експериментални и епидемиологични проучвания, както и екстензивни систематични обзори на литературата, безспорно показват, че експозицията на замърсен въздух, дори и при много по-ниски (например, $\text{FPCH}_{2.5} < 10 \mu\text{g}/\text{m}^3$) от преди смятаните за несвързани с допълнителен риск концентрации, уврежда на практика целия организъм, като засяга всички органи и системи (HEI Panel on the Health Effects of Long-Term Exposure to Traffic-Related Air Pollution, 2022; Forastiere и др., 2024b).



Фигура 9. Концептуален модел на комплексното въздействие на градската среда върху общественото здраве
Забележка: По Mueller и др. (2021) и Джамбов (2024b).

Освен директните дразнещи и токсични ефекти на някои замърсители, през последните десетилетия се натрупаха данни за допълнителни механизми, обясняващи системните ефекти на замърсения въздух. Замяряването на въздуха от различни източници се свързва с увеличаване на циркулиращите възпалителни биомаркери (Хи и др., 2022), а системното възпаление е основен механизъм за развитието и прогресията на множество кардиометаболитни, неврологични, алергични и психични заболявания (Furman и др., 2019). Вдишваните прахови частици навлизат в белите дробове и причиняват локален възпалителен отговор от алвеоларните макрофаги и бронхиалните епителни клетки. Освобождаването на цитокини и хемокини може да се активира директно от праховите частици чрез стимулиране на вътреклетъчните провъзпалителни сигнални пътища, например чрез предизвиквания от вдишваните замърсители оксидативен стрес. Отделените реактивоспособни молекули и цитокини обаче не остават ограничени само в дихателната система, а могат се прехвърлят в системното кръвообращение чрез разпространение от белия дроб или чрез навлизане на ултра фини частици, които се придвижват директно към целевите органи (Thurston и др., 2017). Хроничното нискостепенно възпаление може да увреди клетките и тъканите чрез неблагоприятни метаболитни, сигнални и генетични пътища (Rodríguez-Hernández и др., 2013). Също така, преминаването на частици и възпалителни и хемодинамични медиатори в кръвообращението води до дисбаланс на активността на автономната нервна система и промени в централния контрол на ендокринната система и повишаването на стресовите хормони, които при хронична активация на свой ред могат да доведат до патологични промени в различни органи и системи в организма (Thurston и др., 2017; HEI Panel on the Health Effects of Long-Term Exposure to Traffic-Related Air Pollution, 2022; Zhang и др., 2023) (Фигура 10).



Фигура 10. Основни заболявания и увреждания в организма, свързани с продължителна експозицията на замърсен въздух⁷
Забележка: По Thurston и др. (2017).

Въз основа на биологични, когнитивни, поведенчески и социални фактори, се очертават няколко особено уязвими на ефектите на замърсяването на въздуха групи (Makri & Stilianakis, 2008). Децата имат ограничен набор от стратегии за намаляване на собствената си експозиция чрез избягване на места и ситуации и повишаване на устойчивостта си чрез промени в поведението и начина си на живот. Това е резултат както от липсата им на независимост при извършване на ежедневни дейности, придвижване и поддържане на заобикалящата ги среда, така и поради липсата на познания за вредите от замърсяването на въздуха и начините за противодействието им. Освен това, анатомията на техните по-къси и тесни дихателни пътища със склонност към реактивност, по-учестеното дишане и по-честото дишане през устата, както и по-ниският им ръст предполагат по-лесно постъпване на по-голямо количество замърсители в организма им; в допълнение, имунната им система е все още незряла, което ги прави податливи на описаните

⁷ Изображението, с изключение на текста, е генерирано с помощта на ChatGPT на OpenAI.

патофизиологични ефекти (Health Effects Institute, 2024a). Възрастните хора също имат понижена физиологична устойчивост, тъй като често са полиморбидни и през живота си са акумулирали увреждащото действие на редица рискови за здравето фактори. Много често им липсват социална подкрепа и ресурси за поддържане на здравословни поведения, свързани с хранене, физическа активност и ползване на здравна помощ, както и живот в по-ниско замърсена среда. Именно при хората над 65 години и в неонатална възраст се наблюдават най-много свързани със замърсяването на въздуха смъртни случаи (Health Effects Institute, 2024a). Само по себе си наличието на коморбидности, независимо от възрастта, също прави индивида по-уязвим и склонен към усложнения на тези подлежащи заболявания. Например, хората със сърдечносъдови заболявания имат понижена устойчивост на сърдечносъдовата система на промени в кръвното налягане, а астматици и лица с ХОББ имат повишена реактивност на дихателните пътища при вдишване на замърсен въздух. Хората в неравностойно положение поради ниски доходи, ниско образование и социално-икономически статус и членовете на етнически малцинства често са обект на системни различия и неравнопоставеност по отношение на здравето, свързано с околната среда. Те често живеят в по-замърсени райони, имат лош достъп до здравни грижи, водят по-нездравословен начин на живот, могат да разчитат на по-ниска социална подкрепа и ресурси за справяне, поради което изпитват по-голяма тежест на заболяванията от замърсяването на въздуха (Makri & Stilianakis, 2008; Health Effects Institute, 2024a).

1.4.2. Свързани със замърсяването на въздуха заболяемост и смъртност

По изчисления за периодичния доклад на Института за здравни ефекти „Състоянието на въздуха по света“, през 2019 г. замърсяването на въздуха е четвъртият най-допринасящ за глобалната смъртност рисков фактор, с който са свързани 6.67 милиона смъртни случая или 12% от всички смъртни случаи

(Health Effects Institute, 2020). С по-голям принос за смъртността са само високото кръвно налягане, приемът на тютюн и свързаните с храненето рискове. Това само по себе си е впечатляващо, предвид по-слабото действие върху здравето на екологичните фактори спрямо коморбидности и поведенчески рискове. Тъй като обаче почти цялото население е изложено на нива на замърсяване на въздуха, свързани с повишен риск, то кумулативният ефект на популационно ниво е по-голям от този на други фактори, които, макар за конкретен засегнат индивид да носят по-голям риск, засягат относително малка част от общата популация в сравнение с излагането на замърсен въздух (Committee on Environmental Epidemiology, National Research Council, 1997, с. 12-25). Само две години по-късно, изчисленията на Института за здравни ефекти нареждат замърсяването на въздуха на второ място с 8.1 милиона смъртни случая през 2021 г., като първото място остава за високото кръвно налягане (Health Effects Institute, 2024a). Това разместване до голяма степен се дължи на повишаващия се дял на хората, живеещи в много големи и големи градове в развиващите се страни, усъвършенстването в използваните входни данни за изчисленията (извеждане на нови зависимости експозиция – отговор), включването в изчисленията на нови заболявания като крайни точки и на NO₂ като замърсител. Наистина, въздействието на NO₂ не бива да се подценява и все повече проучвания показват, че експозицията на NO₂ и свързаните с него емисии от трафика са свързани с редица неблагоприятни резултати за здравето – от дразнещо действие върху горните дихателни пътища и влошаване на съществуващи дихателни заболявания, до увреждане на белодробното развитие, алергизиращ ефект, сърдечносъдови заболявания и смърт от различни причини при остра и хронична експозиция (Huangfu & Atkinson, 2020; Zheng и др., 2021).

Изчисленията за тежестта на заболяванията винаги се правят с консервативни допускания и въз основа на данни с възможно най-висока степен на сигурност, макар в действителността ефектите на замърсяването на въздуха да обхващат и допълнителни здравни крайни точки, които не се включват в оценките на въздействие върху здравето, ако все още няма натрупани достатъчно достоверни доказателства. Повечето

от изчислените смъртни случаи се свързват с ефекта на $\text{FPCH}_{2.5}$, следвани от свързаните с битовото отопление. Последното представлява сериозен проблем в определени региони на света, както и в България. Според наскоро публикуван мета-анализ, включващ данни от 476 първични проучвания от 123 страни, битовото замърсяване на въздуха от изгарянето на въглища, дърва и други изкопаеми горива повишава риска от дихателни заболявания с 23% – 70%, от сърдечносъдови заболявания с 9% – 13%, от ниско тегло при раждане и мъртво раждане с 22 – 36% и от смърт със 7% – 25%, в зависимост от заболяването (Lee и др., 2020b). В подкрепа на тези наблюдения е и анализ на очакваните ползи от подобряване на качеството на атмосферния въздух при намаляване на употребата на твърди горива от домакинствата в Полша. Авторите прогнозираят, че при намаляване на употребата на твърди горива с 60%, годишно биха били предотвратени 6 000 смъртни случая, свързани с $\text{FPCH}_{2.5}$, а при намаляване с 80% – 10 000 смъртни случая (Werner и др., 2025).

По-трудно е да се оцени отражението на O_3 върху общественото здраве, особено във вътреградски мащаб. O_3 варира основно в регионален мащаб (de Hoogh и др., 2018), като в населените места вариацията в концентрацията на O_3 често отразява наличието или отсъствието на NO_2 и съответно се дължи на негативната им корелация. Поради това е възможно да се наблюдават лъжливо протективни асоциации на O_3 със здравни резултати (Strak и др., 2021; Stafoggia и др., 2022).

Също като големите неравенства между страните и местните общности по отношение на разпределението на замърсяването на въздуха, диспропорционално разпределена е и тежестта от свързаните с него заболявания между Западна и Източна Европа (Andersen и др., 2025). Можем да илюстрираме тази екологична несправедливост с данни за демографски, икономически и здравни резултати в европейските държави (Таблица 2).

Таблица 2. Здравни последици от излагането на $\text{ФПЧ}_{2.5}$ и NO_2 над насочващите гранични стойности по СЗО, икономически и демографски показатели в България и избрани други държави в Европа през 2022 г.

Държава	Население	Средна продължителност на живота ^a	БВП на глава от населението ^b	Свързани с $\text{ФПЧ}_{2.5}$ смъртни случаи / 100 000 ^c	Свързани с NO_2 смъртни случаи / 100 000 ^c
Белгия	11 617 623	81.8 години	42 700 евро	54	16
България	6 482 484	74.2 години	22 500 евро	180	29
Чехия	10 516 707	79.0 години	32 200 евро	94	10
Дания	5 873 420	81.3 години	48 500 евро	31	1
Германия	83 237 124	80.7 години	42 400 евро	55	16
Естония	1 331 796	78.1 години	30 300 евро	9	1
Ирландия	5 154 277	82.6 години	85 500 евро	16	3
Гърция	10 459 782	80.8 години	24 100 евро	144	29
Испания	47 486 843	83.2 години	31 600 евро	58	17
Франция	68 091 703	82.3 години	35 200 евро	48	11
Хърватия	3 862 305	77.7 години	25 900 евро	141	16
Идилия	59 030 133	82.8 години	35 200 евро	113	22
Кипър	904 705	81.6 години	35 100 евро	86	33
Латвия	1 875 757	74.5 години	25 000 евро	63	9
Литва	2 805 998	75.8 години	31 700 евро	75	9
Люксембург	645 397	83.0 години	90 500 евро	17	7
Унгария	9 610 403	76.0 години	27 600 евро	128	19
Малта	520 174	82.4 години	37 800 евро	48	4
Холандия	17 590 672	81.7 години	48 400 евро	45	16
Австрия	8 978 929	81.4 години	44 300 евро	53	12
Полша	36 889 761	77.2 години	28 200 евро	136	12
Португалия	10 421 117	81.8 години	27 800 евро	51	10
Румъния	19 042 455	75.1 години	26 500 евро	138	29
Словения	2 107 180	81.3 години	32 100 евро	86	9
Словакия	5 434 712	77.0 години	25 700 евро	100	7
Финландия	5 548 241	81.2 години	38 400 евро	1	1
Швеция	10 452 326	83.1 години	41 400 евро	7	<1
Сърбия	6 605 200	75.2 години	9 059 евро	228	30

Забележка:

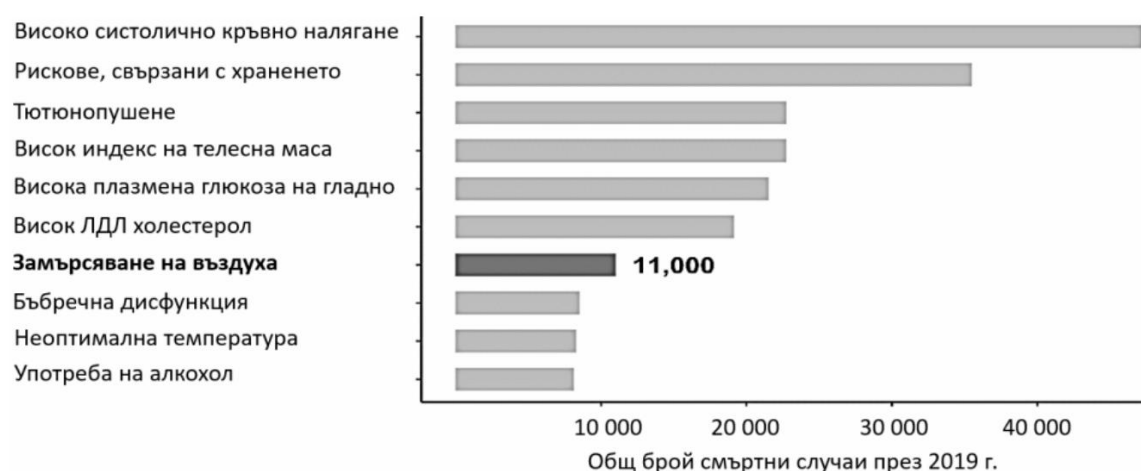
^ahttps://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/demo_mlexpec/default/table?lang=en;

^bhttps://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/sdg_10_10__custom_12528861/bookmark/table?lang=en&bookmarkId=3b840ba1-9c24-41f2-88d6-ccea828df7ff;

^c<https://www.eea.europa.eu/en/analysis/publications/harm-to-human-health-from-air-pollution-2024> .

Съпоставена с други страни в Европейския съюз, България има най-кратката продължителност на живота на населението, най-нисък БВП на глава от населението и най-голяма честота на смъртни случаи поради ФПЧ_{2.5} и NO₂ (около 13 510 случая) (European Environment Agency, 2024). Например, в сравнение с Дания, която има сходно население, България има седем години по-ниска средна продължителност на живота, двойно по-нисък БВП, над пет пъти по-висока изчислена честота на смъртност поради ФПЧ_{2.5} и почти 30 пъти по-висока от NO₂. Притеснително е и че честотата на смъртните случаи у нас е дори по-висока отколкото в Полша, за която сме свикнали да мислим като за държава със сериозни проблеми с качеството на въздуха. Само страните от Западните Балкани като Сърбия имат по-лоши показатели от България.

По изчисления на Института за здравни ефекти, в България замърсяването на въздуха се нарежда на седмо място по атрибутивни смъртни случаи, които по консервативни изчисления са около 11 000 през 2019 г., основно дължащи се на ФПЧ_{2.5} (9 000 случая) (Фигура 11) (Институт за здравни ефекти, 2022). През 2021 г., 6% от всички смъртни случаи, или 161 на 100 000 население в страната, са свързани със замърсяването на въздуха, което съответства на 13% от смъртните случаи поради инсулт, 18% поради инфаркт на миокарда, 17% поради диабет, 21% поради ХОББ, 13% поради рак на белия дроб, 16% поради инфекции на долните дихателни пътища и 11% поради неонаталната смъртност (Health Effects Institute, 2024b).



Фигура 11. Подреждане на рисковите фактори за преждевременни смъртни случаи в България през 2019 г.

Забележка: Източник – Доклад на Институт за здравни ефекти (2022)⁸

По отношение последиците от битовото горене на твърдо гориво за готвене, в доклада за глобалната тежест на заболяванията се отбелязва, че в периода 1990 – 2021 г. има ясен спад от поне няколко пъти в атрибутивните смъртни случаи в България (GBD 2021 HAR Collaborators, 2025). Въпреки това, през 2021 г. смъртните случаи, свързани с този източник, например от исхемична болест на сърцето, са били 376, а от исхемичен инсулт 237, което показва неговата все още голяма релевантност за общественото здраве.

Центърът за изследване на енергията и чистия въздух представя интересни данни от симулиране на различни сценарии за бъдещето на въглищните топлоелектрически мощности в страната (Kelly и др., 2024). При запазване на досегашните мощности без промяна, до 2038 г. се очакват около 5 500 преждевременни смъртни случая, 4 600 хоспитализации и 1.4 милиона пропуснати работни дни, като общите икономически загуби биха били около 14 милиарда евро. За сравнение, при ускорено извеждане от експлоатация на блоковете, произвеждащи

⁸ Фигурата е използвана с разрешение на Института за здравни ефекти (Health Effects Institute), Бостън, Масачузетс.

електроенергия, и когенерациите, смъртните случаи биха били около 1 900, хоспитализациите 1 900, пропуснатите работни дни 580 000, а загубите 4 милиарда евро. Организацията изчислява и въздействието върху други показатели, както и при междинен сценарий (Kelly и др., 2024).

По данни на Европейската агенция за околната среда, изчислената по области в България смъртност на 100 000 население (NUTS⁹ 3 ниво), свързана с излагане на средногодишни концентрации на ФПЧ_{2.5} над насочващата гранична стойност по СЗО, за 2022 г. е между 240/100 000 в област София (столица) и 120/100 000 в област Сливен (Таблица 3). Изчислената свързана с NO₂ смъртност е най-висока в област София (столица) (72/100 000) и най-ниска в област Смолян (1/100 000) (Таблица 4). Представена по причини и абсолютен брой случаи, смъртността общо от ФПЧ_{2.5} и NO₂ в област Пловдив (NUTS BG421), например, е 660 (257 – 1003) случая поради инсулт, 350 (193 – 489) поради исхемична болест на сърцето (ИБС), 102 (57 – 136) поради диабет, 65 (25 – 99) поради рак на белия дроб и 33 (0 – 57) поради ХОББ (European Environment Agency, 2022).

⁹ Обща класификация на териториалните единици за статистически цели.

Таблица 3. Смъртност от всички причини по области в България поради излагане на средногодишни концентрации на $\text{FPCH}_{2.5}$ над насочващите гранични стойности по СЗО през 2022 г.¹⁰

NUTS код	Област	Свързан с $\text{FPCH}_{2.5}$ брой смъртни случаи	Свързани с $\text{FPCH}_{2.5}$ смъртни случаи/100 000 население
BG312	Монтана	191	191
BG311	Видин	161	237
BG314	Плевен	343	187
BG341	Бургас	445	164
BG323	Русе	302	190
BG331	Варна	515	161
BG315	Ловеч	130	135
BG324	Разград	125	147
BG325	Силистра	115	149
BG321	Велико Търново	295	168
BG333	Шумен	197	161
BG412	София	209	125
BG411	София (столица)	2111	240
BG414	Перник	151	168
BG415	Кюстендил	150	162
BG342	Сливен	161	120
BG313	Враца	221	175
BG322	Габрово	117	141
BG343	Ямбол	118	133
BG332	Добрич	189	147
BG423	Пазарджик	327	175
BG422	Хасково	261	156
BG413	Благоевград	430	196
BG344	Стара Загора	367	162
BG334	Търговище	107	131
BG421	Пловдив	1003	216
BG424	Смолян	106	128
BG425	Кърджали	144	139

10

https://discomap.eea.europa.eu/App/AQViewer/index.html?fqn=Airquality_Dissemination.ebd.countries_and_nuts

Таблица 4. Смъртност от всички причини по области в България поради излагане на средногодишни концентрации на NO₂ над насочващите гранични стойности по СЗО през 2022 г.¹¹

NUTS код	Област	Свързан с NO ₂ брой смъртни случаи	Свързани с NO ₂ смъртни случаи/100 000 население
BG312	Монтана	13	13
BG311	Видин	11	16
BG331	Варна	86	26
BG315	Ловеч	13	14
BG325	Силистра	12	15
BG334	Търговище	13	16
BG333	Шумен	23	19
BG344	Стара Загора	59	26
BG342	Сливен	27	20
BG324	Разград	12	14
BG314	Плевен	34	18
BG332	Добрич	23	18
BG322	Габрово	14	17
BG321	Велико Търново	32	18
BG323	Русе	52	33
BG313	Враца	21	17
BG415	Кюстендил	17	18
BG423	Пазарджик	40	21
BG343	Ямбол	19	21
BG413	Благоевград	43	19
BG411	София (столица)	634	72
BG341	Бургас	45	16
BG421	Пловдив	134	29
BG414	Перник	25	28
BG425	Кърджали	4	4
BG412	София	28	17
BG424	Смолян	1	1
BG422	Хасково	30	18

¹¹
https://discomap.eea.europa.eu/App/AQViewer/index.html?fqn=Airquality_Dissem.ebd.countries_and_nuts

За целите на различни научни проекти са правени изчисления за въздействието на основните замърсители на въздуха и на ниво населено място. Анализирайки качеството на въздуха и отражението му върху общественото здраве в 7 239 града по целия свят, изследователи от Института за здравни ефекти отчитат, че през 2019 г. 15 от градовете с най-голяма здравна тежест се намират в Китай, три в Украйна и два в България. Визираните български градове са София и Пловдив, като изненадващо Пловдив е посочен за града с най-висока честота на свързаните с $\text{ФПЧ}_{2.5}$ смъртни случаи (186.22/100 000 население) (Health Effects Institute, 2022a). Пловдив, наред с градове в Централна и Източна Европа като Катовице, Варшава, Букурещ и Будапеща има 4 – 6 пъти по-висока смъртност от градовете в Западна Европа (Health Effects Institute, 2023).

Някои автори представят здравната тежест не само по населени места, но и по източници на замърсяване. Khomenko и др. (2023) изчисляват, че в София основният дял смъртни случаи поради $\text{ФПЧ}_{2.5}$ се дължи на емисиите от битовото изгаряне на горива, следвано от индустриалните източници и транспорта. По отношение на NO_2 , водеща роля имат транспортът и индустрията. Подобна е картината и в Пловдив. Авторите обаче обръщат внимание и на едно допълнително измерение на проблема, а именно преноса на замърсители от съседни територии и населени места, поради което дават информация както за приноса на източниците, намиращи се в самия град за здравните последици в града, така и за приноса на източниците, намиращи се на други територии, но допринасящи за здравните последици в града (Khomenko и др., 2023).

В съвместно проучване на изследователи от Института за глобално здраве¹² в Барселона, проект на Медицински университет – Пловдив¹³ и проект на Софийски университет

¹² The urban burden of disease estimation for policy making (UBDPolicy), Horizon Europe Grant agreement ID: 101094639

¹³ Програма за стратегически изследвания и иновации за развитие на Медицински университет - Пловдив (ПСНИИП-МУП), финансирана по национален план за възстановяване и устойчивост, Договор № BG-RRP-2.004-

„Свети Климент Охридски“¹⁴, повишихме прецизността на досегашните изчисления за здравната тежест на замърсяването на въздуха и други фактори на градската среда в София, като комбинирахме налични зависимости експозиция – отговор, данни от общоевропейски и местни модели за експозиция, местни преброявания и проучвания с данни за смъртност и заболяемост, с калибрация за разпределението на тези случаи по социално-икономически градиент въз основа на две представителни здравни интервюта (Khomenko и др., 2025). В това проучване изчисленията бяха допълнително дисагрегирани до нивото на 4 969 пространствени единици. При сравняване на настоящото състояние на експозиция на населението с алтернативен сценарий на пълно спазване на препоръките на СЗО за качеството на въздуха изчислихме, че свързана с ФПЧ_{2.5} смъртност поради неспазване на препоръките на СЗО е 1 939 случая годишно, а свързаната с NO₂ е 1 172 случая годишно, като голямата част от тях се дължат на сърдечносъдови заболявания (Таблица 5).

Таблица 5. Изчислена тежест на заболяванията сред населението на ≥ 25 години, свързани със замърсяването на въздуха в София

Замърсител	Заболяване (МКБ код)	Брой случаи	% случаи	Честота на 100 000
Смъртност за година				
ФПЧ _{2.5}	Естествена смърт	1939 (1349-2571)	14.4 (10-19)	217 (151–288)
	Естествена смърт	1172 (444-2027)	8.7 (3.3-15)	131 (50-227)
ФПЧ _{2.5} + NO ₂	Естествена смърт	2177 (1423-3014)	16.1 (10.5-22.3)	244 (160-338)
	ССЗ (I00-99)	1649 (1143-2154)	18.5 (12.8-24.2)	185 (128-241)
NO ₂	ССЗ (I00-99)	776 (253-1412)	8.7 (2.8-15.8)	87 (28-158)

0007-C01, Процедура за предоставяне на средства по механизма за възстановяване и устойчивост на европейския съюз – NextGenerationEU.

¹⁴ „Разработване на методология за оценка качеството на въздуха и влиянието му върху човешкото здраве в градска среда“, Договор № КП-06-Н54/2 от 15.11.2021г., Конкурс за финансиране на фундаментални научни изследвания – 2021 год., МОН - Фонд „Научни изследвания“

ФПЧ ₂	Дихателни болести (J00-99)	123 (84-165)	19.8 (13.6-26.6)	14 (10-19)
NO ₂	Дихателни болести (J00-99)	55 (21-95)	8.8 (3.3-15.2)	6 (2-11)
ФПЧ ₂	Рак на белия дроб (C32-34)	57 (40-76)	14.6 (10.3-19.5)	6 (5-9)
NO ₂	Рак на белия дроб (C32-34)	47 (21-79)	12.2 (5.4-20.3)	5 (2-9)
Заболеваемост за година				
ФПЧ _{2.5}	Хипертония (I10-I15)	7678 (2183-14065)	21.1 (6-38.7)	861 (245-1577)
ФПЧ _{2.5}	ИБС (I20-25)	2073 (648-3770)	17 (5.3-30.9)	232 (73-423)
ФПЧ _{2.5}	Инсулт (I60-69)	1318 (591-2046)	20.3 (9.1-31.6)	148 (66-229)
ФПЧ _{2.5}	Астма-деца (J45-46)	362 (113-617)	34.9 (10.9-59.4)	207 (65-352)
ФПЧ _{2.5}	ХОББ (J40-44, 47)	1324 (594-2057)	22.4 (10-34.7)	149 (67-231)
ФПЧ _{2.5}	Диабет тип 2 (E11)	1249 (318-2404)	13.5 (3.4-26.1)	140 (36-270)
NO ₂	Астма- възрастни (J45-46)	207 (0-583)	14.1 (0-39.6)	23 (0-65)
NO ₂	Астма-деца (J45-46)	146 (1-373)	14.1 (0-35.9)	84 (0-213)
NO ₂	ОРИДДП- деца (J20-22)	901 (2-2372)	12.9 (0-33.9)	514 (1-1354)

Забележка: Източник – Khomenko и др. (2025).

Освен с фатални случаи обаче, между 17 и 21% от случаите на съществуващи сърдечносъдови заболявания в София се свързват експозицията на ФПЧ_{2.5}. Тъй като разполагахме с обобщени данни за социално-икономически показатели (образование, доходи и заетост на населението) за всяка от тези пространствени единици, от националното преброяване на Националния статистически институт (НСИ) през 2021 г., изследвахме и наличието на неравенства по отношение на

разпределението на изчислените случаи по социално-икономически категории. Поради специфичното разпределение на източниците на замърсяване (например, интензивен трафик в централните градски части), експозицията на NO₂ е по-висока в районите с по-висок социално-икономически статус, докато обратното са наблюдава за ФПЧ_{2.5} (Khomenko и др., 2025). Очаква се проектът *UBDPolicy* да надгради досегашните изчисления и за други градове в страната и Европа, макар на този етап да е ограничен до определени градове, сред които е и София. Дотогава, информация за здравното въздействие на ниво населено място може да бъде открита в съществуващата статистика на Института за глобално здраве¹⁵ или на Института за здравни ефекти¹⁶.

Здравното въздействие на замърсяването на въздуха в градовете е било предмет и на икономическа оценка. Анализ, обхванал няколко от големите ни градове, показва загуби между 7% и 9% от БВП през 2018 г., равняващи се на около 1 928 лева на глава от населението във Варна, 2 020 лева в Пловдив и 4 076 лева в София (de Bruyn & de Vries, 2020). Изчислените загуби на София са поне два пъти по-големи от тези в почти кой да е град в Европейския съюз, с единични изключения като Милано (2 843 евро), Варшава (2433 евро) и Букурещ (3 004 евро) (de Bruyn и de Vries, 2020). Друг анализ по поръчка на Фонда за чист въздух показва сходни загуби през 2019 г. – замърсяването на въздуха в София е свързано със загуби в размер на 13.4% от БВП на града или 6.10 милиарда лева (4 934 лева на глава от населението) (Deloitte, 2021).

Видно е, че съществуват различия в представените данни от различни източници в зависимост от конкретния подход за моделиране. Също така може да се очаква промяна в изчислените показатели за въздействие, с усъвършенстването на методите и актуализиране на входните данни за тези изчисления. Независимо от това, всички резултати сочат недвусмислено в една посока, очертавайки голямото значение на замърсяването на въздуха за общественото здраве.

¹⁵ <https://isglobalranking.org/ranking/bulgaria#air>

¹⁶ <https://www.stateofglobalair.org/data-cities/#/air/plot>

1.4.3. Субективна оценка и психофизиологичен стрес от замърсяването на въздуха

Дотук разглеждахме ефекта на замърсяването на въздуха основно върху смъртността и болестността. Голяма част от населението обаче е експонирана на замърсители, които не се включват в количествената оценка на здравно въздействие и тежест на заболявания, но въпреки това се свързват с редица дразнещи и неспецифични симптоми, като така влошават възприетото качество на въздуха в градовете и съответно подкопават качеството на живот на населението (Великова и др., 2024). Производствените и химическите предприятия, например, често са източник на миризми (емисии на миризми), особено в индустриални райони по време на епизоди на температурна инверсия в атмосферата. Влиянието на миризмите върху здравето е сложен проблем, който има както здравни, така и социални измерения. Те често оказват негативно въздействие и под граничните стойности за токсични ефекти, които са залегнали в критериите за регулацията им, но няма универсален метод за количествено определяне на концентрацията на миризмата, което затруднява оценката на здравните ефекти и нормирането ѝ (Piccardo и др., 2022), въпреки възприетата в някои страни като Италия динамична олфактометрия по стандарт EN13725:2019. В програмата за подобряване на качеството на атмосферния въздух в Пловдив се отчита, че поради субективността на прага за откриване на миризми „проблемът с миризмите не е разглеждан“ в моделирането на сценарии за града (Община Пловдив, 2025).

Безпокойство и неспецифични симптоми могат да се наблюдават дори при концентрации под нормативните гранични стойности на експозиция, тъй като обонятелният праг за много вещества е по-нисък от прага на токсичност. Някои вещества като токсични хлорирани съединения и бензен не се възприемат обонятелно при по-ниски концентрации, макар например токсичните концентрации на бензена да са по-ниски от доловимите с обонянето; от друга страна, меркаптани и толуен бързо се усещат, дори и при нетоксични концентрации (Piccardo и др., 2022). По неврологичен път неприятните миризми провокират

гадене или повръщане, дразнене на очите и носа, свързани със стреса психосоматични реакции като хронично мускулно напрежение, главоболие и нарушения на съня (Guadalupe-Fernandez и др., 2021). Литературен преглед на 30 проучвания намира, че, в сравнение с неекспонираните, експонираните на миризми лица имат 15% по-висока вероятност за самодекларирани симптоми на главоболие, 9% за гадене/повръщане и 27% за кашлица/храчки, макар данните да не са с висока степен на сигурност, тъй като почиват на субективни оценки (Guadalupe-Fernandez и др., 2021).

Емисиите на миризми най-често се дължат на летливи органични съединения. Тези вещества имат ниска точка на кипене и свойствата им позволяват да изминат големи разстояния от източника си (Montero-Montoya и др., 2018). Те дразнят дихателните пътища, могат да увредят нервната система, а някои като бензена дори са хематотоксични и канцерогенни при надпрагови концентрации (Montero-Montoya и др., 2018; Zhou и др., 2023b). Като цяло, излагането на летливи органични съединения е по-изразено в затворени помещения от вътресградни източници, поради което данните за здравните им ефекти са получени основно от проучвания в работната среда. Най-разпространените в околната среда са бензенът и някои от неговите органични производни като толуен, етилбензен и ксилол (о-, m- и p-), които съставляват над 60% от летливите органични съединения в градските райони (Montero-Montoya и др., 2018; Zhou и др., 2023b). Бензенът може да предизвика, освен дразнещи и задушливи ефекти, и злокачествени заболявания (левкемия, лимфом, миелом), апластична анемия, неврологични и репродуктивни увреждания (Piccardo и др., 2022). Толуенът също предизвиква дразнене, психомоторна възбуда, невропатия и увреждания на паренхимните органи (Piccardo и др., 2022). Тези вещества могат да са с естествен произход (например, при горски пожари), както и да се отделят при производствени процеси (например, при използване на изкопаеми горива, производство на бои, гума, органични разтворители, козметика, селско стопанство). Те имат принос и към образуването на фотохимичен смог и изменението на климата (Zhou и др., 2023b).

Често има разминаване между оценката за риска на здравето от специалистите и от населението, защото не се отчита ефектът на замърсяването на въздуха върху психо-емоционалното състояние, което, освен да намалява благополучието на индивида в дългосрочен план, има потенциала индиректно да увреди и соматичното му здраве. Замърсяването на въздуха се отразява на здравето не само посредством директното си въздействие като физично-химична смес, но и действайки като силен психологически стресор (Stenlund и др., 2009). Ключови за разбирането на тези ефекти са усещането за възприет риск и предизвиканото безпокойството. Възприетият риск за здравето, тоест индивидуалната когнитивна преценка за вредата от замърсения въздух, зависи от една страна от сетивните усещания, свързвани с представата за замърсен въздух (миризма, видим прах и смог), а от друга от личния опит, чувства, познания и убеждения на човек (Bahrami и др., 2024). Важни фактори, определящи възприятието за риск, са и усещането на човек за неспособността да контролира експозицията си на мръсен въздух и да го промени чрез различни действия, както и недоверието в контролните органи (Dabirinejad и др., 2024). Както споменахме във връзка с миризмите, дори и при ниски концентрации под прага за токсични ефекти, много замърсители могат да предизвикат психофизиологична стресова реакция и неспецифични физически симптоми, които се опосредстват от силно безпокойство и възприятие за риск, провокирани от сетивни усещания. Проучвания показват, че именно възприятията на човек опосредстват част от връзката на обективното замърсяване на въздуха с различни болестни симптоми, дори при ниски нива на замърсяване, които не се свързват пряко с появата на симптоми (Stenlund и др., 2009; Orru и др., 2018; Bahrami и др., 2024). Степента на възприет риск зависи от редица субективни фактори като опита на човек, чувства, познания и вярвания по темата (Slovic, 1987). Това е от значение както защото повлиява личното поведение по отношение на приноса за замърсяването на въздуха или стремежа за намаляване на собствена експозиция (Bahrami и др., 2024), така и поради отражението си върху психофизиологичното състояние на организма. Чрез обонянието

миризмите и частиците активират рецептори, които провокират гадене и дразнене на дихателните пътища, кашляне, кихане, сълзене на очите, а тревогата за здравето поради замърсения въздух провокира стресов отговор в тялото посредством активация на центрове в мозъка, което води до симптоми от страна на сърдечносъдовата, ендокринна и имунна системи (Orri и др., 2018). Чувствителността към миризми може да е проява и на множествена чувствителност към химикали (*multiple chemical sensitivity*), като се обуславя от невропсихологични, физиологични и дори генетични фактори (Palmieri и др., 2020). Тя може да е проява и на генерализирана чувствителност към други фактори на средата и да опосредства ефекта на възприетия здравен риск върху неспецифичните болестни симптоми (Baliatsas и др., 2015).

Някои автори извеждат зависимост експозиция – отговор между концентрацията на даден замърсител и субективното безпокойството (*annoyance*) (Klæboe и др., 2000; Jacquemin и др., 2007; Machado и др., 2022), по аналогия на традиционната оценка на безпокойството от транспортния шум, която е основен показател при оценка на свързаната с транспортния шум здравна и икономическа тежест (Guski и др., 2017). Безпокойството е психологически конструкт, обхващащ поведенчески и когнитивни аспекти, свързани с реакция на безпокойство, раздразнение и смущаване (нарушаване на дейности/процеси) (Guski и др., 1999). По отношение на замърсяването на въздуха, безпокойството не е станало част от оценките за въздействие поради фокуса върху по-ярки и преки здравни резултати, но въпреки това заслужава продължаващ интерес (Klæboe и др., 2008). Замърсяването на въздуха е многоизмерен конструкт и обхваща различни сензорни модалности като мирисния пейзаж и визуалните знаци, които индивидът възприема като маркер за замърсяване на средата и риск за здравето (Hyslop, 2009). Възприетото качество на жизнената среда дава отражение върху психичното благополучие, поведението, качеството на живот и здравето (Stenlund и др., 2009; Shepherd и др., 2016).

1.5. Обобщение

Замърсяването на въздуха остава водещо екологично предизвикателство както в развиващите се страни, така и в страните с високи доходи. На практика цялото население е изложено на потенциално увреждащи нива на някои замърсители. Продължителната експозиция на замърсители като ФПЧ и NO₂ се свързва с развитието и усложнението на редица заболявания като дихателни и кардиометаболитни, влошено психично здраве и обща смъртност. Наблюдават се обаче съществени неравенства по отношение на водещите източници на замърсяване между различните региони и обществени групи, както и недостатъчно отчитане на личната психофизиологична реакция.

В България здравната и социално-икономическа тежест от водещите атмосферни замърсители е най-високата в Европейския съюз, а някои български градове като Пловдив се нареждат сред най-засегнатите в световен мащаб населени места по изчислена честота на свързаните със замърсяването на въздуха смъртни случаи. Въпреки ограничената мрежа от висок клас станции за мониторинг на качеството на въздуха на МОСВ/ИАОС, които вероятно дават оптимистична картина на разпределението на основните замърсители, през април 2017 г. България вече е осъждана от Съда на Европейския съюз поради неспазване на граничните стойности за ФПЧ₁₀¹⁷. През 2019 г. Европейската комисия започва процедура срещу страната поради неспазване на дневните и часови гранични стойности за SO₂ в районите на големите ни ТЕЦ¹⁸, а през март 2025 г. Съдът на Европейския съюз осъжда България поради неспазване на срока за транспониране на Директивата за насърчаване на чисти и енергийно ефективни пътни превозни средства¹⁹. Основната част от здравната тежест, свързвана с неоптималното качество на атмосферния въздух в градовете, се дължи не само на въздействието на отделни точкови и площни източници като производствени, стопански и

¹⁷ <https://curia.europa.eu/juris/liste.jsf?language=en&T,F&num=C-488/15>

¹⁸ https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/sk/ip_19_4256

¹⁹ <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A62023CJ0480>

обслужващи обекти, но също така и на съчетаването им с линейни, разпръскващи се, кумулативни и структурни проблеми на населените места като натоварването с трафик на пътната мрежа, плътността, интензивността, начина и характера на застрояване, недостатъчната наличност и условия за достъп до градски открити и зелени пространства, неоптималният достъп до обществен транспорт, ниското качество на пешеходна и велосипедна достъпност, почвеното запечатване, липсващо благоустройство, режимът на почистване и натрупване на замърсяване върху градските повърхности и други (Буров и др., 2024).

Научните данни, изведени в България, все още имат ограничения въпреки известно подобряване в дизайна на изследванията през последните години. Липсата на широкомащабни популационно-базирани изследвания върху качеството на живот и разпространението на заболявания ограничава напредъкът в тази област у нас. Предвид на критичното значение на научните данни за информиране на политиките по управление на качеството на атмосферния въздух и трансформацията градската среда като цяло, е необходимо ускоряване на въвеждането на съвременни епидемиологични и геостатистически подходи при проектирането на изследвания и анализа на представителни за популацията данни за въздействието на замърсяването на въздуха върху здравето (Джамбов, 2024а).

ЧАСТ II

Епидемиологично проучване на замърсяването на въздуха и здравето в град Пловдив

В този раздел ще разглеждаме жизнения цикъл на едно епидемиологично проучване – от постановката и дизайна, през изграждането на концептуален модел на представително количествено проучване сред населението на град Пловдив, набиране на необходимата информация посредством съчетание на социологически, геопространствени и теренни методи, анализ на данните и интерпретация на резултатите.

Специален акцент е поставен върху интегрирането на постановки и методи от социалните науки, общественото здраве и медицинската география, използвани в областта на епидемиологията на околната среда. Географска информационна система (ГИС) е използвана за моделиране и оценка на експозицията на NO_2 и други замърсители в Пловдив. Специално разработен е модел за определяне експозицията на NO_2 , мотивиран от резултатите от няколко наскорошни проучвания в страната, които показват изразена връзка на NO_2 с общото влошено самодекларирано здраве, както и с риск за хоспитализация при уязвими лица (Dzhambov и др., 2023a; 2023b; 2023c; Georgiev и др., 2025), както и от това, че през последните години концентрацията на NO_2 в Пловдив е неколkokратно по-висока (Община Пловдив, 2025) от насочващата средногодишна стойност, препоръчана от СЗО (World Health Organization, 2021). В допълнение, използваме и данни за вече моделирани стойности и на други замърсители (Shen и др., 2022). Пловдив е избран за място на провеждане на

проучването поради наличието на необходимите данни за тестване на създадения модел и поради неблагоприятните условия в града, допринасящи за относително високата здравна тежест от замърсяване на въздуха.

2.1. Материал и методи

2.1.1. Цел, работна хипотеза, задачи и постановка

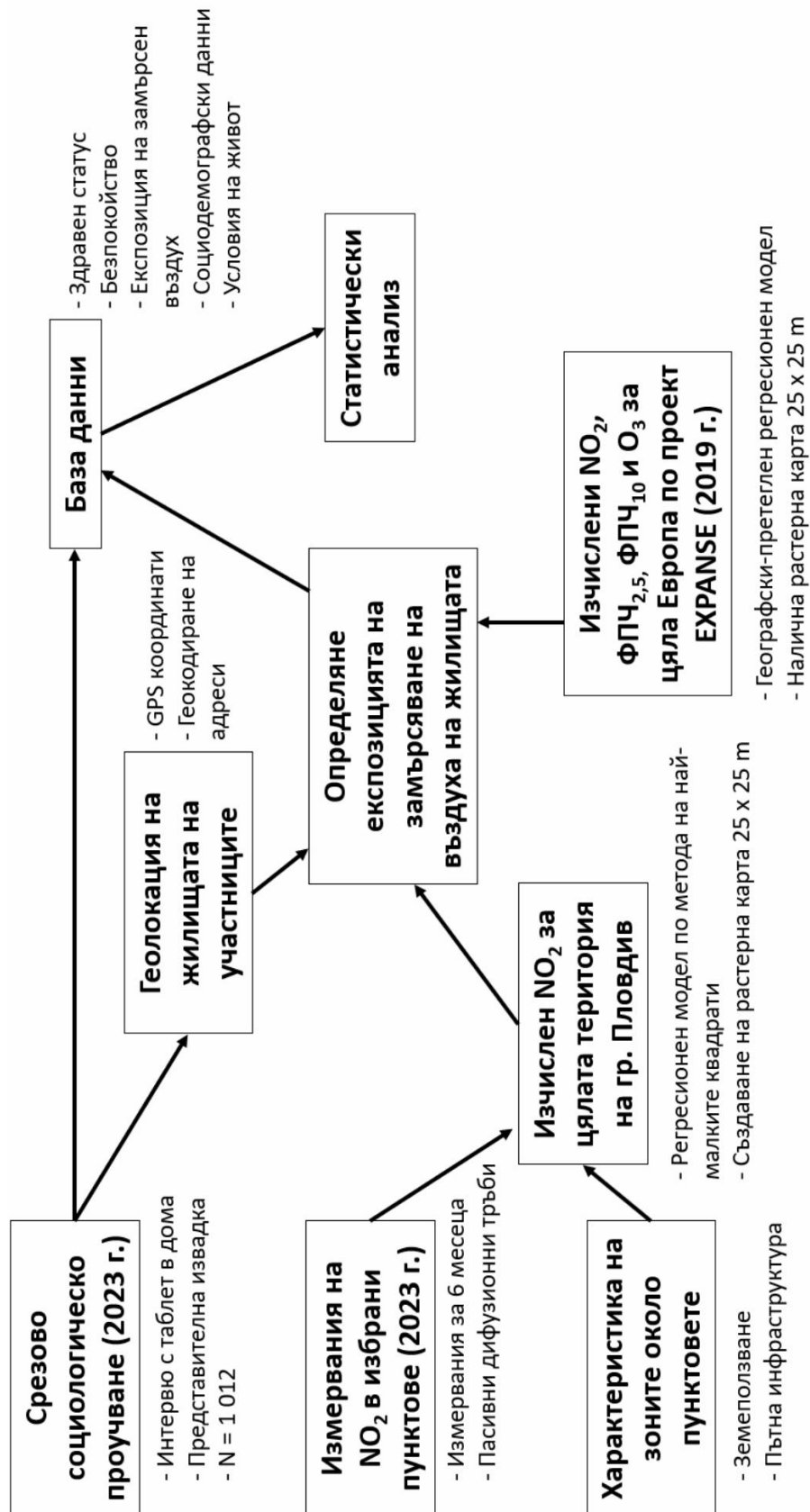
Целта на проучването е да се изследва асоциацията между замърсяването на въздуха в Пловдив и наличието на хронични незаразни заболявания, психично здраве и безпокойство. За постигане на тази цел си поставихме следните конкретни задачи:

- 1) Провеждане на количествено социологическо проучване (здравно интервю) сред пълнолетното население на Пловдив, с оглед събиране на информация за здравословното състояние, психичното здраве, безпокойството поради замърсяването на въздуха и потенциално значими замърляващи и модифициращи ефекта на замърсяването на въздуха фактори;
- 2) Измерване на концентрациите на NO_2 в представителни пунктове и създаване на стохастичен геопространствен модел за изчисляване концентрацията на NO_2 за цялата територия на Пловдив;
- 3) Описание на характеристиките на извадката, експозицията на NO_2 и съпоставка с други налични източници на данни за NO_2 ;
- 4) Изследване на асоциациите на NO_2 , $\text{ФПЧ}_{2.5}$, ФПЧ_{10} и O_3 с наличието сред участниците на влошено общо здраве, кардиометаболитни заболявания, както и по-лошо психично здраве и по-високи нива на безпокойство.

Хипотезата на проучването е, че жителите на Пловдив, живеещи в сгради, изложени на по-високи концентрации на NO_2 , $\text{ФПЧ}_{2.5}$, ФПЧ_{10} и O_3 , имат повишена вероятност на наличие на кардиометаболитни заболявания, както и по-лошо психично

здраве и по-високи нива на безпокойство от замърсяването на въздуха.

На Фигура 12 е представена постановката на настоящото проучване. За оценка на асоциацията между експозицията на замърсителите и здравния статус на жителите на Пловдив паралелно проведохме социологическо допитване сред представителна извадка от населението и създадохме дигитален модел на пространственото разпределение на NO₂ на територията на града. Тъй като до момента не разполагаме с прецизни български модели на други замърсители, които да са приложими за нашите цели, получихме достъп до данни и за други замърсители на въздуха, моделирани по европейския проект EXPANSE. Използвахме събраната информация за адресите на жилищата на участниците, за да определим тяхната експозиция на замърсяване на въздуха, след което свързахме тези данни с информацията от допитването и други източници на данни.



Фигура 12. Постановка на проведеното епидемиологично проучване в град Пловдив

2.1.2. Място на провеждане на проучването

Пловдив е вторият по население град в България (343 070 души към 2022 г. според НСИ [2023b]) и икономически център в южната част на страната. Той е разположен по протежението на река Марица в Горнотракийската низина на средна надморска височина 160 m, сред шест хълма. Географско-климатичните и метеорологичните му характеристики предполагат поради недобра вентилация и задържане на въздушните замърсители близо до земната повърхност в дихателната зона на хората. Това се дължи на типичните за града ниска скорост на вятъра, слаба турбулентност на въздушните маси и вертикална устойчивост на атмосферата, условия за формиране и задържане на мъгли, ниска облачност и температурни инверсии (Община Пловдив, 2025).

Градът е компактен, особено в исторически развилите се квартали, а в периферията на землището му, съвпадащо с общинската граница, се осъществява бърза, но фрагментирана периурбанизация. Уличната мрежа на Пловдив е с радиално-ортогонална конфигурация с няколко основни пътни артерии, простиращи се от центъра към периферията. Централната част е добре обособена с малки криволичеши улици със средновековен хексагонален характер на улично-кварталната структура, често изкачваща се по характерните тепета, а извън централната част уличната мрежа е с концентричен характер с изразена интеграция на югозапад. Все по-голям дял от улиците формират градски улични каньони, предимно с равностойно съотношение на височината на свързаното застрояване спрямо широчината на уличното пространство, обусловено както от унаследени преди средата на XIX век, така и действащи съвременни градоустройствени правила и норми, произтичащи от националното законодателство и общите планове за устройството на града.

Северните квартали, включващи свободно, свързано и комплексно застрояване, са характерно отделени от широкото корито на река Марица. Южните квартали в периферията са относително пространствено изолирани (Захариев, 2011). Квартал

Тракия е разположен на по-обширни терени и отделени от по-значителни по площ елементи на зелената система като парк Лаута. Други по-разнообразни като морфология квартали в район Южен са на близко разстояние до центъра на града, но физически отделени от железопътна и автомобилна транспортна инфраструктура. Източните квартали, в които е съсредоточено ромското население на града, се отличават от западните, които са в процес на динамично жилищно развитие и нови частни инвестиции, използващи качествата на зелената инфраструктура покрай гребния канал в парк „Отдых и култура“.

Индустриалните дейности и значителна част от работните места в тях са изнесени в няколко крайградски индустриални зони, разположени предимно на север в община Марица, но и на юг в община Куклен. Ежедневните трудови пътувания от прилежащия регион и функционалния урбанистичен ареал към градския център са значителни като дял сред трудоспособното население и допълнително увеличават интензивността на движението в града. Освен вътрешноградските цели за разнообразни форми на обслужване, съсредоточени в центъра на града, се добавят и много пътувания отвън към ядрото на града и вторичните търговски центрове, обусловени от втората по големина агломерация в страната, включваща градове като Асеновград, Пазарджик и множество други по-малки селища на малко разстояние и време и с добра свързаност с Пловдив.

За формирането на атмосферни замърсители допълнително допринасят източниците, свързани с трафика и комунално-битовото отопление в града. Множество квартали с индивидуално застрояване и/или липсваща топлопреносна или газопреносна инфраструктура, както и такива с висок дял на енергийна бедност, разчитат на отопление на дърва и въглища. Тяхното разположение е предимно в периферията на града, но отделни структури, включително в историческите квартали на Пловдив, отчасти все още разчитат на отопление на твърди горива.

Преобладаващата част от леките автомобили са произведени преди 2009 г. и попадат в нисък екологичен клас (Община Пловдив, 2025). Общественият транспорт е в неблагоприятно състояние и като инфраструктура, и като качество

на услугите, което съответно води до ниска степен на удовлетвореност и сравнително малък дял на придвижванията с него. Условието за активно придвижване с велосипед и пеша са затруднени както от по-значителни пространствени бариери, така и от неравномерност и разпокъсаност на устроените трасета, непълнота на маршрутите и нива на благоустройство.

2.1.3. Количествено социологическо проучване

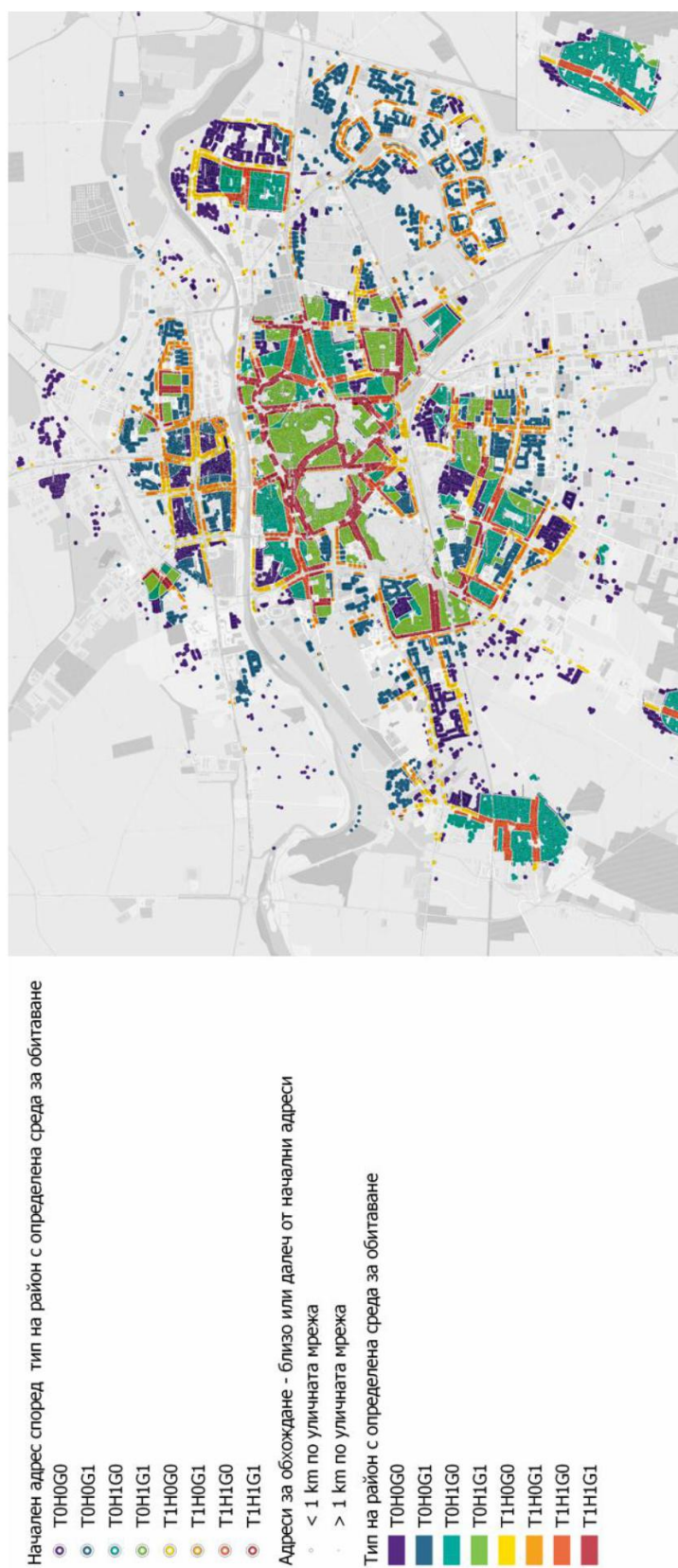
В периода август – октомври 2023 г. беше проведено срезово проучване сред извадка от пълнолетното население (на възраст от 18 до 90 години) на град Пловдив (Dzhambov и др., 2025). Дизайнът на социологическото проучване, методиката на подбор и анкетната карта бяха разработени от изследователския екип на група 3.1.5 на „Програма за стратегически изследвания и иновации за развитие на МУ – Пловдив (ПСНИИР-МУП)“²⁰, а за изпълнител на теренната работа беше избрана професионална социологическа агенция (Глобал Метрикс ООД). Проектът обхваща извадка от пет населени места в България и общо над 4 600 участника, но за целите на настоящото проучване са използвани само данните за Пловдив.

Участниците в проучването бяха подбрани чрез едностепенен стратифициран подбор, така че да формират представителна извадка за основните социално-демографски характеристики (възраст, пол, етнос и образование) на населението на Пловдив, спрямо актуалните и достъпни към момента данни от националното преброяване на населението от

²⁰ Съчетани ефекти от излагането на естествена и застроена среда – информиране за здравословно и устойчиво градско развитие, „Програма за стратегически изследвания и иновации за развитие на МУ – Пловдив (ПСНИИР-МУП)“, Договор № BG-RRP-2.004-0007-C01, Стълб 2: Създаване на мрежа от изследователски висши училища на Програмата за ускоряване на икономическото възстановяване и трансформация чрез наука и иновации от компонент „Иновативна България“ на Националния план за възстановяване и устойчивост, финансиран от Европейския съюз – NextGenerationEU.

НСИ през 2021 г. Бяха използвани данни на НСИ под формата на квоти, така че да се възпроизведат не само отделните признаци и тяхната тежест в генералната съвкупност, но и тяхната взаимосвързаност. Подборът беше направен от предварително определени гнезда (зони), обособени в осем пространствени типа, които да обхванат вариациите в основните фактори на застроената среда и местоживеенето в Пловдив и техните взаимовръзки (Приложение 1). Това беше направено, за да се постигне достатъчен размах на разпределенията на стойностите на показателите за експозиция, което да позволи разкриването на статистически асоциации със здравния статус и други здравни резултати сред участниците. За целта бяха използвани пространствени данни от OpenStreetMap (OpenStreetMap, 2023), българския кадастър (Агенция по геодезия, картография и кадастър, 2023) и европейския Градски атлас (Copernicus Land Monitoring Service, 2021).

Критериите за включване в проучването бяха респондентите да са пълнолетни (на 18 или повече навършени години), да владеят български език, да са способни самостоятелно да вземат решение за участието си и да са обитавали от поне една година основно жилището на адреса, на който биват интервюирани (Dzhambov и др., 2025). Набирането на данните беше извършено под формата на пряко стандартизирано интервю с помощта на таблет при дома (в дома или пред него) на респондентите. След проведено обучение съвместно от социологическата агенция и изследователския екип, на интервюерите от социологическата агенция бяха предоставени информация за квотите, която трябваше да изпълнят, списък на началния адрес за всяко гнездо, както и отпечатани карти с местоположението на гнездата за провеждане на интервютата (Фигура 13). В зависимост от големината на гнездата в тях бяха провеждани по 10 или повече интервюта, така че всички квоти да бъдат изпълнени. Въз основа на квотите бяха подбрани конкретните лица, като след установяване, че дадено лице отговаря на квотата за дадена територия, то беше поканено да участва в изследването.



Фигура 13. Визуализация на пространствените типологии на експозиция на сградите за обитаване при подбор на респондентите в град Пловдив
Забележка: За дефиниции на пространствените типологии, виж Приложение 1.

Обемът на извадката е определен, така че да позволи достатъчна очаквана вариация на характеристиките на участниците. От общо 1 733 потенциални респонденти, отговарящи на критериите за включване и поканени за участие в проучването, 706 отказаха участие, а 15 не завършиха интервюто, което остави 1 012 (58.4%) участника в извадката. Средната продължителност на интервю в Пловдив беше около 16.8 ± 5.6 min.

За проучването е получено положително становище от Комисията по научна етика на Медицински университет – Пловдив, с Протокол № 4/04.05.2023 г. (Становище Изх. № Р-1253/17.05.2023 г.). На участниците беше предоставена информация относно проучването, както и разяснения при възникнали въпроси. След запознаване с информацията, те изразяваха съгласието или несъгласието си за участие в проучването и за съхранение и обработка на данните им съгласно Закона за защита на личните данни и Регламент (ЕС) 2016/679 на Европейския парламент и на Съвета от 27 април 2016 година относно защитата на физическите лица във връзка с обработването на лични данни и относно свободното движение на такива данни. Съгласието беше дадено устно и чрез отбелязване върху таблет. Бяха спазени всички изисквания към работата с данни, съгласно Регламент (ЕС) 2016/679 и приложимостта на чл. 9, ал.2, т. „й“ за академични изследвания, както и изискванията от етичния кодекс на Българската социологическа асоциация и Европейското общество за проучване на общественото мнение и маркетинг (ESOMAR). В края на интервюто на участниците беше предоставен информационен лист в писмена форма, който те да запазят.

2.1.4. Въпросник и здравни резултати

Въз основа на опита на авторите с предходни проучвания в областта и литературни справки беше разработен въпросник, обхващащ различни панели – социално-демографски характеристики, начин на живот, здраве и благополучие, условия на живот и техническа атрибутивна информация. Проведено беше апробиране на въпросника в извадка от подбрани по удобство

доброволци, за да се установи дали има проблеми с интерпретацията на въпросите и изчерпателността на отговорите. Бяха допълнени инструкциите към някои въпроси, така че да адресират установено евентуално двусмислие или несигурност по отношение на начина на отговор. След прецизиране на инструментариума, с екипа на социологическата агенция беше координирано програмирането на въпросника в платформата LimeSurvey (Limesurvey GmbH, n.d.). Бяха проведени и обсъждания във фокус групи със социолозите от агенцията и беше проведена тренировъчна среща с инструктаж за анкетьорите на терен. В тази среща бяха разяснени методиката за провеждане на интервютата, евентуални въпроси или ситуации, които биха могли да възникнат, и реакцията на интервюерите. Беше проведено и пробно интервю в реално време. За целите на настоящото проучване е използвана само част от събраната в проучването информация, което обхваща още четири града в страната (Dzhambov и др., 2025).

Самодекларираното общо здравословно състояние беше оценено чрез въпроса „Как най-общо оценявате Вашето здраве през последните 2 седмици?“, с възможности за отговор *Много Лошо*, *Лошо*, *Задоволително*, *Добро* и *Много добро*. Категориите *Много лошо* и *Лошо* бяха обединени срещу останалите, за дефиниране на влошено общо здравословно състояние (което по-нататък ще наричаме *влошено здраве*). Този показател е широко използван в научните изследвания, тъй като е силен предиктор на заболяемост и смъртност (Idler & Benyamini, 1997; DeSalvo и др., 2006).

В допълнение, беше получена информация за наличие на някои често срещани заболявания, диагностицирани от лекар, или такива, за които участниците приемат лекарства по лекарско предписание. И в двата случая – налични диагнози или прием на лекарства – приехме, че участникът има съответното заболяване. Участниците съобщиха и давността на всяко заболяване, но тази информация беше използвана само описателно. За целите на настоящия анализ са използвани данни за следните заболявания, за които в извадката от участници от Пловдив имаше достатъчен

брой случаи, за да бъдат анализирани достоверно (Dzhambov и др., 2025):

- Високо кръвно налягане (хипертония);
- Ишемична болест на сърцето/стенокардия (ИБС) или прекаран инфаркт на миокарда (сърдечен удар);
- Захарен диабет.

За оценка на психичното здраве на участниците използвахме ултракратката 4-айтемна форма на въпросника Patient health questionnaire (PHQ-4), който се състои от четири твърдения, касаещи честотата през последните две седмици на неконтролируема тревога; слаб интерес или удоволствие при правенето на различни неща; чувство на тъга, депресия или безнадеждност; и нервност и тревожност (Kroenke и др., 2009). Възможните отговори са *Никога*, *През няколко дни*, *През повече от половината дни* и *Почти всеки ден*, като се точкуват от 0 до 3. Вътрешната съгласуваност на въпросника в извадката е висока (коефициент омега на МакДоналд = 0.92; 95% CI: 0.91, 0.93). Сума на резултата от двата депресивни айтема от три или повече точки е използвана за дефиниране на наличие на депресивна симптоматика; аналогично, сума на двата айтема за тревожност от три или по-голяма служи за показател за тревожна симптоматика. Тези две променливи ще наричаме *депресия* и *тревожност*, с уговорката, че PHQ-4 е скринингов инструмент и чрез него формално не могат да се поставят клинични диагнози.

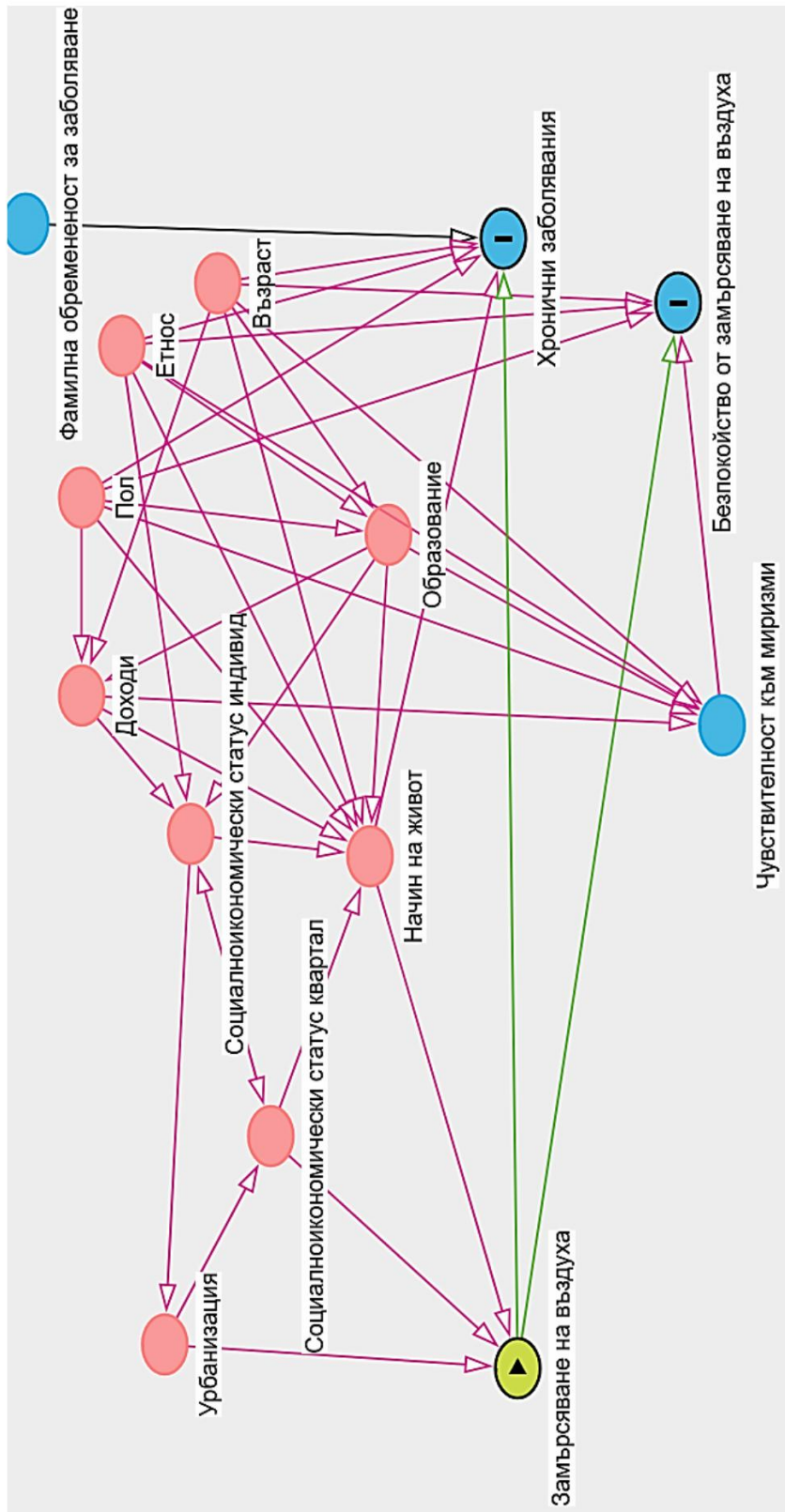
Безпокойството, породено от излагането на замърсен въздух, беше оценено чрез въпроса „Помислете за последните 12 месеца, когато сте си били у дома, и ми кажете доколко Ви е пречил или предизвиквал безпокойство ... проникващ отвън мръсен въздух (от трафик, от горене на неща и др.)“, с възможности за отговор *Изобщо не*, *Слабо*, *Умерено*, *Много* и *Изключително много*. Форматът на този въпрос следва 5-степенната скала за безпокойството от шума, използвана от Международната комисия за биологични ефекти на шума (International Commission on Biological Effects of Noise). Отговорите *Много* и *Изключително много* бяха приети за показател за силно безпокойство (Fields и др., 2001). Други автори

също са използвали подобна формулировка (Shepherd и др., 2016), макар да няма стандартен формат на въпрос за безпокойство от замърсяването на въздуха (cf. Klæboe и др., 2008; Stenlund и др., 2009; Fernández-Somoano и др., 2015; Pelgrims и др., 2022).

2.1.5. Замъгляващи и модифициращи ефекта фактори

За да определим потенциално влиятелни фактори, замъгляващи асоциацията между замърсяването на въздуха и резултативните показатели, създадохме насочена ациклична графика, основана на литературни данни и научна логика (Фигура 14). За създаването на графиката използвахме софтуера DAGitty (Textor и др., 2016).

Съгласно причинно-следствената мрежа, за анализите използвахме информация от интервюто за пола, възрастта, етническата принадлежност (етнос) и най-високата завършена образователна степен (*Без образование или незавършено начално, Завършено начално образование, Завършено средно образование*“, *Завършено висше образование*). Беше взета предвид и самооценката за адекватност на доходите на домакинството. За целта е използван въпросът „Едно домакинство може да има различни източници на доход и може повече от един член на домакинството да допринася за този доход. Имайки предвид общия месечен доход на Вашето домакинство, с който разполагате, лесно ли успявате да свържете двата края финансово?“, с възможности за отговор *Много трудно, Трудно, С известна трудност, По-скоро лесно, Лесно Много лесно* (Dzhambov и др., 2025). Участниците съобщиха своята трудова заетост, тоест дали са работещи или не.



Фигура 14. Насочена ациклична графика на теоретично-обоснованите взаимовръзки между изследваните променливи в проучването

Забележка: С розов цвят са отбелязани замъгляващите фактори, със зелен цвят – основният рисков фактор, със син цвят – предиктори само на резултатите, а със син цвят и вертикална черта – резултатите.

Наследственост за съответното заболяване беше определена чрез въпрос относно това дали някой от биологичните родители на участника някога е бил диагностициран с високо кръвно налягане (хипертония), сърдечно заболяване или инсулт, захарен диабет и психично заболяване.

Безпокойството поради замърсяването на въздуха се влияе от индивидуалната чувствителност към миризми, така че тя беше измерена с въпроса „Като цяло, колко сте чувствителни към аромати, миризми, ако се сравните с повечето хора около Вас?“, с отговори *Изобщо не съм чувствителен/на*, *Слабо чувствителен/на*, *Много чувствителен/на* и *Изключително чувствителен/на*.

Участниците бяха попитани и дали някога са пушили редовно тютюневи изделия (цигари, пури, лули). Според отговора си бяха класифицирани като непущачи, бивши пушачи и настоящи пушачи.

Нивото на урбанизация на квартала беше определено чрез броя на населението в рамките на буфер от 300 m около жилището. Информацията беше извлечена от растерна карта на населението (100 x 100 m) от националното преброяване през 2021 г., по данни, предоставени от НСИ (2023a). Социално-икономическият статус на ниво квартал беше приблизително определен чрез процентите на заетото население (лица, работили поне един час за заплащане в пари или в натура или друг доход през периода преди преброяването) и населението с висше образование в квартала. Тези данни бяха предоставени от НСИ за всеки от общо 2 492 полигона на съществуващи квартали и местности, обособени от физически делители като улици, инфраструктура, водни течения и други и генерирани от кадастралната карта в Пловдив. Всеки жилищен адрес на участник в проучването беше свързан с най-близкия полигон.

2.1.6. Измервания на азотен диоксид

Беше проведена кампания за измерване на концентрациите на NO₂ в Пловдив. NO₂ е избран, тъй като служи за показател за

свързаното с автомобилния трафик замърсяване на въздуха, както и поради относително ниската себестойност на измерването му. Дизайнът и координацията на тази част от проучването се извършиха от изследователския екип на група 3.1.5 на „Програма за стратегически изследвания и иновации за развитие на МУ – Пловдив (ПСНИИР-МУП)“²¹, а за техническите дейности по теренната работа и измерването (монтаж, транспорт и логистика) беше избран външен изпълнител (Екологично сдружение „За Земята“). Измерванията бяха извършени чрез пасивни дифузионни тръби на швейцарската лаборатория Passam ag (Schellenstrasse 44, 8708 Männedorf, Switzerland), акредитирана по ISO/IEC 17025 (International Organization for Standardization, 2017). Този метод се приема за уместен за индикативни измервания на NO₂ (Hafkenscheid и др., 2009). Накратко, тръбата е изработена от полипропилен и съдържа абсорбента триетаноламин, в който NO₂ дифундира, след което се екстрахира в лабораторни условия и се измерва количествено²². Тръбите бяха съхранявани съгласно изискванията на лабораторията – плътно затворени в плик, на тъмно, като се избягва прегряване. На всеки от предварително избраните пунктове за измерване бяха взимани месечни проби чрез двойка дифузионни тръби (за избягване на изкривяване на резултатите от единични дефектни тръби) и бяха периодично изпращани с куриер до лабораторията за анализ с спектрофотометрично SP01, Salzmann, в съответствие с EN 13528 (European Committee for Standardization, 2002) и EN 16339 (European Committee for Standardization, 2025). За нуждите на изчисленията на лабораторията бяха предоставени и метеорологични данни – средномесечна влажност, температура и

²¹ Съчетани ефекти от излагането на естествена и застроена среда – информиране за здравословно и устойчиво градско развитие, „Програма за стратегически изследвания и иновации за развитие на МУ – Пловдив (ПСНИИР-МУП)“, Договор № BG-RRP-2.004-0007-C01, Стълб 2: Създаване на мрежа от изследователски висши училища на Програмата за ускоряване на икономическото възстановяване и трансформация чрез наука и иновации от компонент „Иновативна България“ на Националния план за възстановяване и устойчивост, финансиран от Европейския съюз – NextGenerationEU.

²² <https://www.passam.ch/no2-tube>

атмосферно налягане, от автоматичните станции за измерване качеството на въздуха в Пловдив, оперирани от МОСВ/ИАОС.

Преди започването на теренната работа, потенциалните места за пробонабиране първо бяха огледани дистанционно чрез Google Street View (Google, n.d.), след което бяха посетени на място от член на изследователския екип, за да се установи дали действително са подходящи провеждане на измервания. При преценката бяха отчетени съображения като наличието на обект, върху който да се монтират тръбите според поставените критерии, липса на строително-ремонтни дейности, както и вероятността тръбите да бъдат отстранени от трети лица (например, ако са твърде ниско монтирани и в близост до училищна сграда). След това екипът на проекта и изпълнителят съгласуваха точното местоположение на местата за измервания, във връзка с възможностите за поставяне на дифузионните тръби. По време на същинското поставяне на тръбите, поради възникнали в отделни случаи технически пречки, беше направена промяна на няколко пункта. За всяко поставяне и/или взимане на дифузионните тръби беше съставен протокол за теренната работа, както и снимков материал с изглед на всеки пункт. Състоянието на поставените тръби беше периодично проверявано на място от ръководителя на проекта и екипа на терен. Въпреки това, в няколко случая имаше премахнати или откраднати изчезнали тръби, но без повтарящи се липси в една и съща точка. Поради започнал ремонт на улицата и фактическа невъзможност да се продължи измерването, се наложи мястото на един от пунктовете да бъде изместено на разстояние до 50 m на същата улица.

Измерванията бяха извършени в 40 пункта, като, предвид наличните към онзи момент ресурси, в 26 пункта беше извършено ежемесечно измерване, а останалите 14 бяха разделени в две групи по седем, като за всяка група беше проведено измерване през месец. Четиридесет измервателни пункта за град с размерите на Пловдив могат да се приемат за достатъчен брой за отчитане на пространствените вариации в NO_2 , позволяващ последващо създаване на модел, предвид опита с разработване на геопропространствени модели по проекти като TRAPCA (Traffic-Related Air Pollution on Childhood Asthma) и ESCAPE (European

Study of Cohorts for Air Pollution Effects) (Brauer и др., 2003; Cyrys и др., 2012; Beelen и др., 2013). Определянето на оптималното местоположение за измерванията в голяма степен следваше насоките по предходни проекти, но съобразени с градската тъкан на Пловдив и техническите възможности на екипа – да са отдалечени от кръстовища, да са обхванати пунктове по протежение на пътища от различен клас според интензитета на трафика, да има пунктове до станциите за мониторинг на качеството на въздуха на МОСВ/ИАОС с оглед калибриране на измерванията, да има пунктове на пътища от отворен тип и тип *уличен канион*. Целта беше измервателните точки да са представителни за вариациите на NO₂ в града и експозицията на жилищата. При съблюдаването на различните критерии за представителност спрямо дела на населението в отделните пространствени типологии беше търсена и колокация с предходни измервания на шум и преброяване на трафик с интензивност, разделена в четири интервала (< 3 000, 3 000 – 10 000, 10 000 – 30 000, > 30 000). Водещ критерий беше разпределението на населението в интервали на гъстотата му въз основа на данни от Глобалния слой на населените места (Global Human Settlement Layer) в пет групи (0 – 10, 10 – 20, 20 – 50, 50 – 100, 100 – 200 души/ha). Беше взета предвид и колокацията в двете автоматични станции за измерване на качеството на въздуха на ИАОС. Добавени бяха и единадесет нови точки за измервания на NO₂, избрани чрез пресичане на градски пространствени характеристики – обем на трафика в споменатите четири интервала, профили на градски улични каньони (затворени и полуотворени), надморска височина (три височинни интервала – под 160, 160 – 180 и над 180 m морско равнище) и крайречни зони или липсата на такива в близост като отчитане и на микроклиматичното им влияние.

Липсващите стойности за някои месеци бяха попълнени по метода на множественото въвеждане (multiple imputation), който генерира заместващи стойности на мястото на липсващите, като ги изчислява на базата на корелациите между останалите стойности, повтаряйки процедурата десет пъти, от които се взема средната стойност. Корелацията между първоначалните и попълнените

средни стойности за всяка локация беше висока ($r = 0.94$) (Приложение 2).

За разлика от подхода в други проекти като ESCAPE (ESCAPE, 2008), ние не извършихме измерванията за периоди от по две седмици в топъл, междинен и студен сезон, а ежемесечно за непрекъснат шестмесечен период, както следва: 06.07.2023 г. – 05.08.2023 г., 05.08.2023 г. – 03.09.2023 г., 03.09.2023 г. – 04.10.2023 г., 04.10.2023 г. – 03.11.2023 г., 03.11.2023 г. – 04.12.2023 г. и 04.12.2023 г. – 04.01.2024 г. Поставянето и вземането на тръбите беше синхронизирано в рамките на едно денонощие през всеки месец. Те бяха поставяни не директно върху фасадите на сгради, а върху стълбове на пътни знаци, улични лампи и други, на височина (~ 2.6 m), с отстояния от пътното платно и кръстовища, съгласно Директива 2008/50/ЕО на Европейския парламент и на Съвета от 21 май 2008 година относно качеството на атмосферния въздух и за по-чист въздух за, раздел А на Анекс III. Тези стълбове бяха избрани, така че да са в близост до фасадите на сградите, без движението на въздуха да се повлиява от аеродинамичната сянка на последните. На Фигура 15 са показани монтирани тръби в два от измервателните пунктове.



Фигура 15. Монтирани двойки тръби за измерване на азотен диоксид в два измервателни пункта в град Пловдив
Забележка: Източник – Собствен архив на проекта.

2.1.7. Пространствено статистическо моделиране на азотен диоксид и оценка на експозицията

За определяне на пространственото разпределение на NO_2 на цялата територия на Пловдив, беше разработен регресионен модел за земеползване, основан на стъпков надзираван линеен регресионен модел (supervised stepwise linear regression model) по метода на най-малките квадрати (Briggs и др., 1997). Моделът изчислява (предсказва) измерените концентрации на NO_2 в точки без измерен NO_2 , с помощта на информация за заобикалящите

всяка измервателна точка пътна инфраструктура и площи с различно земеползване. Всеки измервателен пункт беше геокодиран и към него беше присъединена информация за заобикалящата го среда, която беше извлечена чрез ГИС, като слоевете бяха проектирани в координатна система EPSG:7801 - BGS2005 / CCS2005. ГИС анализите бяха извършени със софтуера QGIS 3.28.2 (QGIS.org, 2022). В Таблица 6 са представени тестваните предикторни променливи, заедно с предварително очакваната посока на асоциацията им с NO₂. Тези характеристики на средата бяха извлечени за различни евклидови буферни радиуси около всеки пункт, от 50 до 1000 m. Източници на тази информация бяха OpenStreetMap (октомври 2023, <https://www.openstreetmap.org>), Европейският Градски атлас и растеризиран гريد (решетка) на населението (100 x 100 m) по данни от националното преброяване през 2021 г., предоставен от НСИ (2023a).

Таблица 6. Потенциални предиктори, използвани в регресионния модел за земеползване за NO₂ в град Пловдив

Кандидат предиктор	Буферен радиус	Очакван ефект	Източник на информация
Брой автобусни спирки	50, 100, 200, 300, 500, 1000 m	+	OpenStreetMap
Брой население	50, 100, 200, 300, 500, 1000 m	+	Национален статистически институт
Брой светофари	50, 100, 200, 300, 500, 1000 m	+	OpenStreetMap
Дължина на второкласни пътища (в метри)	50, 100, 200, 300, 500, 1000 m	+	OpenStreetMap
Дължина на главни пътища (магистрали, първокласни, второкласни, третокласни пътища, свързващи пътища от/до магистрала, първокласен, второкласен и третокласен път) (метри)	50, 100, 200, 300, 500, 1000 m	+	OpenStreetMap

2.1. Епидемиологично проучване: Материал и методи

Дължина на пътища от всички класове (метри)	50, 100, 200, 300, 500, 1000 m	+	OpenStreetMap
Дължина на третокласни пътища (метри)	50, 100, 200, 300, 500, 1000 m	+	OpenStreetMap
Площ на градски зелени площи (кв. метри)	50, 100, 200, 300, 500, 1000 m	-	OpenStreetMap
Площ на други зелени площи (кв. метри)	50, 100, 200, 300, 500, 1000 m	-	OpenStreetMap
Площ на земя, заета с жилищни сгради (кв. метри)	50, 100, 200, 300, 500, 1000 m	+	OpenStreetMap
Площ на земя, заета с непрекъснатата градска тъкан (в кв. метри)	50, 100, 200, 300, 500, 1000 m	+	Градски атлас
Площ на земя, заета с производствени сгради (кв. метри)	50, 100, 200, 300, 500, 1000 m	+	OpenStreetMap
Площ на пасища, земеделска реколта, гори (кв. метри)	50, 100, 200, 300, 500, 1000 m	-	Градски атлас
Площ, заета от сгради (кв. метри)	50, 100, 200, 300, 500, 1000 m	+	OpenStreetMap
Разстояние до път от който да е клас (метри)		-	OpenStreetMap
Разстояние до магистрала, първокласен или второкласен път (метри)		-	OpenStreetMap
Разстояние до второкласен път (метри)		-	OpenStreetMap
Разстояние до третокласен път (метри)		-	OpenStreetMap
Разстояние до железопътна линия (метри)		-	OpenStreetMap

На Фигура 16 е представена една от точките, в които беше измерен NO_2 , със заобикалящите я характеристики на средата, използвани в окончателния модел за обясняването на измерената концентрация на NO_2 – 131.43 m дължина на главни пътища в радиус 50 m, наличие на една автобусна спирка в радиус 100 m, 0 m третокласни пътища в радиус 100 m, 10.15 m разстояние до най-

близкия главен път и 113 656.40 m² непрекъснатата градска тъкан в радиус 500 m.



Фигура 16. Изглед в QGIS на точка за измерване на NO₂ PDV_N21 (бул. „Коматевско шосе“ № 27, град Пловдив) и заобикалящата я градска среда

Подходът за изграждане на регресионен модел за земеползване следваше утвърден алгоритъм (Brauer и др., 2003; Syrus и др., 2012). Първо, бяха изследвани корелациите на всеки потенциален предиктор с измерения NO₂ и те бяха подредени в низходящ ред по абсолютна стойност. След това, започна въвеждане един по един на потенциалните предиктори като независими променливи в модела, започвайки от този с най-силна корелация с NO₂. На всяка стъпка в модела са запазвани само предиктори, които повишават обяснителната му способност (коригирания коефициент на детерминация R^2) с поне 1%, посоката на асоциацията им с NO₂ (знакът на регресионния коефициент) отговаря на очаквания ефект, въвеждането на предиктора не води до промяна в посоката на асоциацията с NO₂ на вече включен в модела предиктор и предикторът не е силно

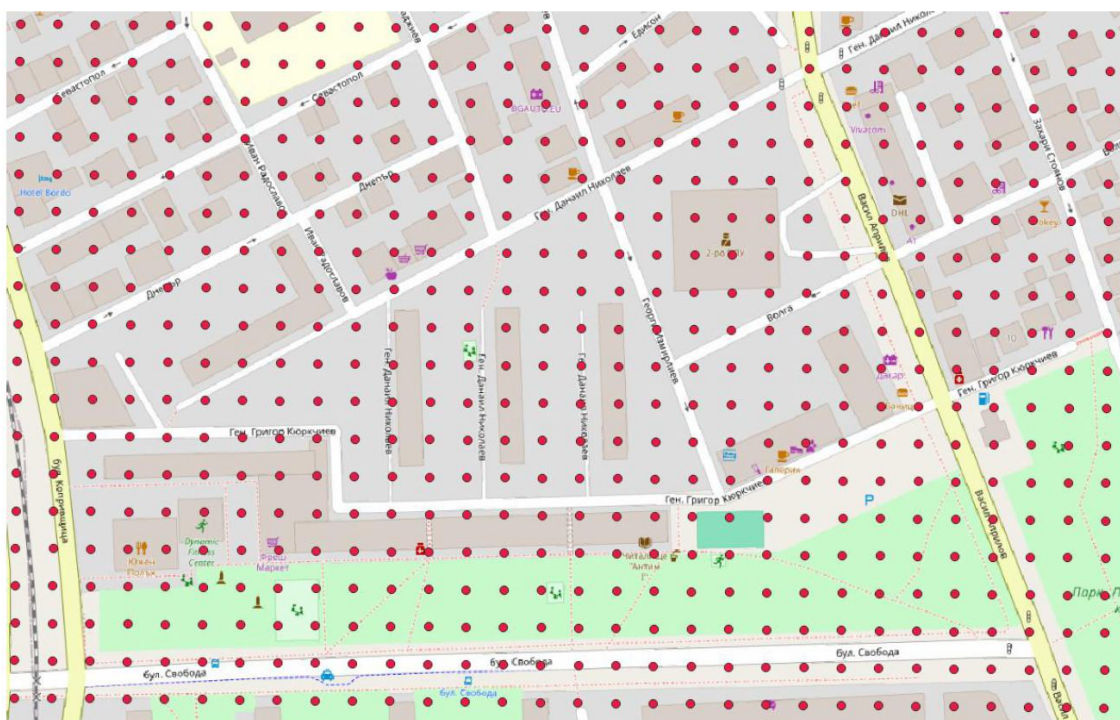
корелиран с вече включен в модела предиктор (без мултиколинеарност, Variance inflation factor; $VIF < 3$). След като обясняващата способност на модела не можеше да се подобри повече при въвеждане на нови предиктори, в модела бяха оставени само предиктори с регресионен коефициент с p -стойност < 0.1 . Създаването на самия регресионен модел беше извършено със статистическата програма StataMP 18 (StataCorp, 2023).

Като следваща стъпка бяха извършени тестове за оценка на валидността на модела. Беше направена проверка за наличие на влиятелни отдалечени наблюдения (случаи/измервания), отстраняването на които да променя съществено параметрите на модела. Това стана чрез определяне на разстоянието на Кук (Cook's distance) за всяко наблюдение, което следва да е под 1 или 4/броя на наблюденията. Разпределението на остатъците (грешките) от модела трябва да е нормално или близо до нормалното, а при съпоставка на изчислените стойности с остатъците да не се наблюдава хетероскедастичност (тоест, остатъците следва да са сходно разсеяни в цялата извадка). Също така, остатъците са тествани за пространствена автокорелация чрез определяне на показателя на Moran, като се очаква той да не е значим при случайно разпределение в пространството.

След разглеждане и отстраняване на влиятелни наблюдения, беше проведена 10-кратна крос-валидация. При тази процедура с повтарящ се алгоритъм извадката се разделя на 10 части, като с девет части (тренировъчна извадка) се извеждат нови коефициенти за предикторите в модела и с новия модел се изчислява стойността на зависимата променлива за отделените наблюдения в оставащата една десета (тестовата извадка). Този процес се повтаря 10 пъти и се оценява представянето на модела сред повторенията.

Накрая, след постигане на задоволителен модел, от коефициентите му беше изведено регресионно уравнение за изчисляване на NO_2 в коя да е точка в Пловдив. За всеки геокодиран адрес на участник в социологическото проучване беше изчислена съответната концентрация на NO_2 . Освен това, за визуализация на резултатите от модела и улесняване на ползването му за в бъдеще, изчислените концентрации на NO_2 бяха картографиран като геореферирана карта. Картата беше

създадена чрез генериране на регулярен грид от точки на отстояние 25 m една от друга, покриващ територията на Пловдив (Фигура 17). След това към всяка точка бяха присъединени стойностите на предикторите от крайния модел за NO_2 . Диапазонът на стойностите на предикторните променливи беше ограничен до наблюдавания такъв в създадения модел за NO_2 , за да не се правят екстраполации на NO_2 извън диапазона, за който моделът беше валидиран. След това към всяка точка от грида беше приложено регресионното уравнение за изчисляване на NO_2 , а изчислените стойности бяха интерполирани (растеризирани) в непрекъсната повърхнина в границите на Пловдив.



Фигура 17. Изглед на част от град Пловдив с насложен регулярен грид от точки

Освен с така изчисления показател за замърсяване на въздуха (който по-нататък ще наричаме NO_2 -Пловдив), адресите на участниците в проучването бяха свързани и с моделирани за 2019 г. средногодишни концентрации на NO_2 (който ще наричаме NO_2 -EXPANSE), $\text{ФПЧ}_{2.5}$, ФПЧ_{10} и O_3 . Тези данни бяха получени от

проект EXPANSE (Shen и др., 2022), в рамките на който тези замърсители са картографирани за цяла Европа²³. Те са достъпни за изследователски цели, като се предоставят от екипа на проекта след предварителна заявка и одобрение. Картите са в растерен формат с резолюция 25 x 25 m. Разработени са чрез географски-претеглен регресионен модел за земеползване, който е базиран на входни данни от мониторингови станции за качество на атмосферния въздух из цяла Европа, ГИС-показатели за земеползване и пътна инфраструктура, както и измерени нива на замърсителите чрез спектрален анализ от сателитни изображения и данни от химични транспортни модели. Пет-кратната крос валидация на моделите за отделните замърсители извежда R^2 стойности 0.66 за NO₂, 0.77 за ФПЧ_{2.5}, 0.62 за ФПЧ₁₀ и 0.58 за O₃ (Shen и др., 2022). Направихме описателна статистика за тези променливи, както и сравнение между изчислените по двата начина стойности на NO₂ чрез корелационен анализ и графика на Bland-Altman.

2.1.8. Биостатистически анализ

Като първи стъпки, бяха направени описателни анализи за изследваните променливи, беше прегледано статистическото им разпределение и беше определен процентът на липсващи стойности. Поради малкия процент липсващи стойности анализите бяха извършени върху случаите с пълни данни, поради което големината на аналитичната извадка се различава за отделните анализи. Двумерните асоциации между променливите бяха изследвани с помощта на тау (b) корелации на Кендал, които са подходящи и при променливи с дискретни стойности (Puka, 2011).

Основният анализ, използван за разкриване на асоциацията между замърсяването на въздуха и здравните резултати и безпокойството беше логистичен регресионен анализ. Силата на асоциацията между показателите за замърсяване и резултатите

²³ <https://expanseproject.eu/>

беше изразена чрез коефициент OR , тоест вероятността за даден неблагоприятен резултат при по-висока експозиция в сравнение с вероятността за този неблагоприятен резултат при по-ниска експозиция. Когато представяме силата на дадена асоциация в процент, последният е изведен по формулата $(OR - 1) \times 100\%$. Коефициентите са представени за стъпка на нарастване на съответния показател от $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Показателите за замърсяване на въздуха бяха тествани по единично в отделни модели, както и заедно в един модел. Минимално коригираните за потенциални замъгляващи фактори модели включваха само корекция за пол и възраст. Основните модели включваха факторите пол, възраст, образование, етнос, адекватност на доходите, трудова заетост, население в 300 m радиус, процент заето население и население с висше образование на ниво квартал. В разширени модели с резултати хроничните заболявания беше направена допълнителна корекция за наследственост за съответното заболяване (*Да* или *Не*) и статус на пушач (*Непушач*, *Бивш пушач* или *Настоящ пушач*). Моделите, обясняващи силното безпокойство поради замърсяването на въздуха, бяха допълнително коригирани за чувствителност към миризми. Моделите бяха проверени за наличие на мултиколинearност и такава не беше отчетена (показатели: $VIF < 3$ и $\text{tolerance} > 0.2$).

Проверката за евентуално нелинейна зависимост експозиция – отговор беше извършена чрез генерализирани адитивни модели (Hastie & Tibshirani, 1986; Royston & Ambler, 1998), с три степени на свобода за съответния замърсител. Наличието на нелинейна асоциация беше определяна както визуално, така и чрез показателя Gain, представящ влошаването на съответствието на модела с данните при използване на линейна вместо нелинейна асоциация. Анализът и визуализацията бяха направени с модулите *gam* и *gamplot* (Royston и Ambler, 2002) за статистическата програма Stata.

Предвид на обоснованото допускане, че безпокойството от замърсяването на въздуха опосредства част от ефекта на замърсяването му върху здравето (Stenlund и др., 2009), беше приложен причинно-следствен медиаторен анализ (*casual*

mediation analysis), за да бъде разложен общият ефект²⁴ на NO₂-Пловдив върху влошеното здраве на т. нар. естествен пряк ефект (*natural direct effect*), т.е., NO₂-Пловдив → влошено здраве, и на естествен косвен ефект (*natural indirect effect*), опосредстван от силното безпокойство поради замърсяване на въздуха, тоест, NO₂-Пловдив → силно безпокойство → влошено здраве (Фигура 18) (VanderWeele, 2016). Този анализ се основава на аналитичната рамка на потенциалните резултати, тоест стойности на резултата, които биха се получили при разлики в рисковия фактор, които водят до преки, косвени и общи ефекти, които представляват интерес. Той допуска медиаторът и рисковият фактор да си взаимодействат, тоест ефектът на медиатора върху резултата да варира според стойността на рисковия фактор. В модела беше използван като рисков фактор само NO₂-Пловдив и беше направена корекция за същите потенциални замъгляващи фактори, както в основните логистични регресионни модели за този резултат. Стандартните грешки и интервали на доверителност бяха построени чрез буутстрапинг с 1 000 повторения. Коефициентите от медиаторния модел също са представени като *OR*. За този анализ беше използван модулът *mediate* в Stata (StataCorp, 2023.).

²⁴ Терминът „ефект“ е част от обичайната лексика в контекста на медиаторното моделиране, но не означава непременно наличието на лонгитудинална причинно-следствена асоциация.



Фигура 18. Концептуален причинно-следствен медиаторен модел на асоциацията между NO₂-Пловдив и влошено здраве, медирана от силно безпокойство поради замърсяване на въздуха

За да се потърсят различия между различни подгрупи участници, резултатите бяха стратифицирани спрямо следните предварително идентифицирани модификатори на ефекта – пол, възрастова група (до 34, 35-64, над 65 години) и адекватност на доходите (подгрупи формирани чрез разделяне по медианата). Стратифицирани резултати бяха представяни само при предварително установено взаимодействие между съответния показател за замърсяване на въздуха и тествания модификатор на ефекта. Беше използвано по-либерално ниво на значимост $p < 0.1$, с оглед мощността на анализа и предпазването от грешка тип II (Greenland & Rothman, 1998; Marshall, 2007).

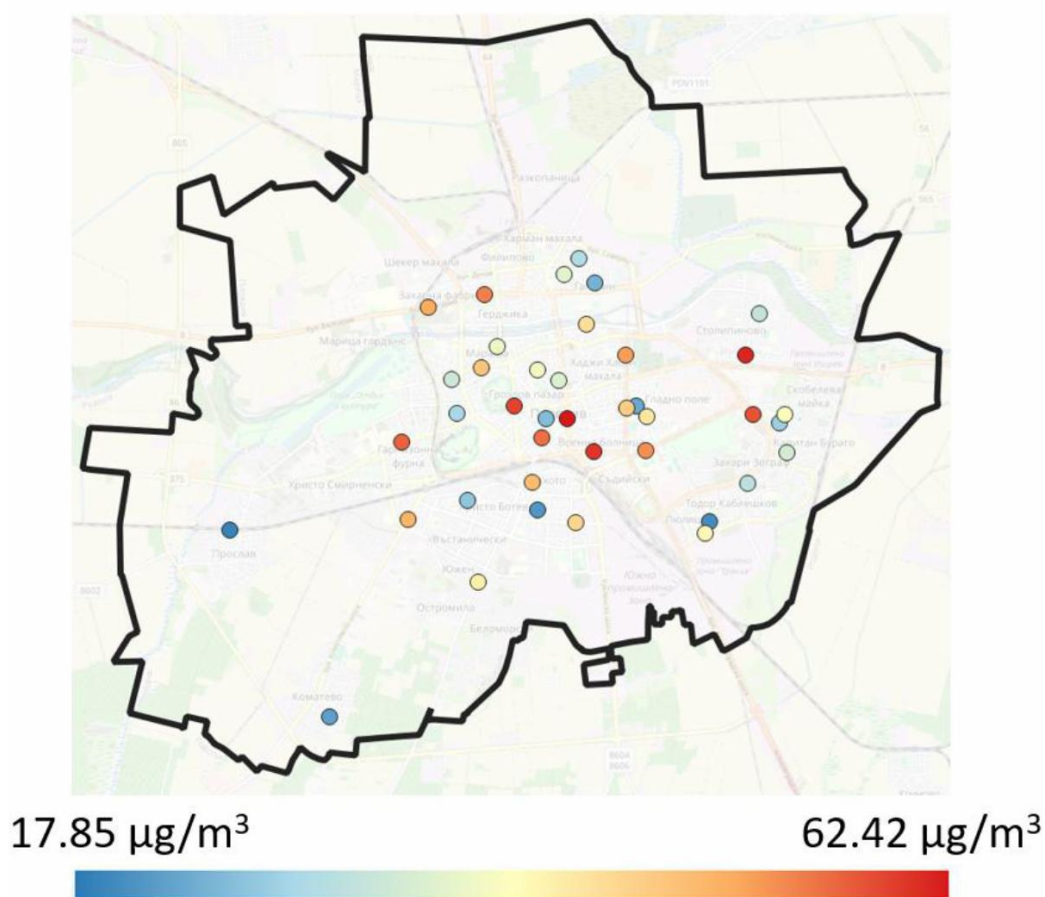
Следва да се отбележи, че като цяло при интерпретацията на резултатите от епидемиологичното проучване се въздържахме от позоваване на статистическата им значимост, въпреки формално възприетото алфа ниво от 0.05 за останалите тестове. Поради това резултатите не са дихотомизирани на значими и незначими. Акцентът е върху посоката, големината, съгласуваността и прецизността на коефициентите, съгласно препоръките в областта

на епидемиологичната статистика (Amrhein и др., 2019; Wasserstein и др., 2016; 2019). Анализите са извършени със статистическите програми StataMP 18 (StataCorp, 2013) и JASP 0.19.3 (JASP Team, 2024).

2.2. Резултати

2.2.1. Регресионен модел за земен ползване за азотен диоксид

На Фигура 19 са представени местоположенията на пунктовете в Пловдив, в които измервахме NO_2 . Измерените средни концентрации за периода варират от $17.75 \mu\text{g}/\text{m}^3$ до $62.42 \mu\text{g}/\text{m}^3$, като обхващат точки по пътната мрежа на града с различен интензитет и профил на заобикалящата ги градска среда. В Приложение 2 са дадени точните координати на точките и съответните концентрации на NO_2 .



Фигура 19. Местоположение на точките за измерване на NO_2 в град Пловдив

Построяването на регресионния модел започна с поетапно въвеждане на най-силно свързаните с NO_2 предикторни променливи. Първата беше дължината на главните пътища в радиус от 50 m. Следвайки стъпките, описани в раздел 2.1.7, се достигна до модела, представен в Таблица 7. Той обяснява 83% от вариацията в измерения NO_2 чрез информация за дължината на главни пътища в радиус 50 m, броя светофари и автобусни спирки в радиус 100 m, дължината на третокласни пътища в радиус 100 m, площта на непрекъснатата градска тъкан в радиус 500 m и разстоянието до магистрала, първокласен или второкласен път. Всички независими променливи са силно свързани с NO_2 и допринасят за обясняващата способност на модела, като основна тежест има дължината на главни пътища в радиус 50 m.

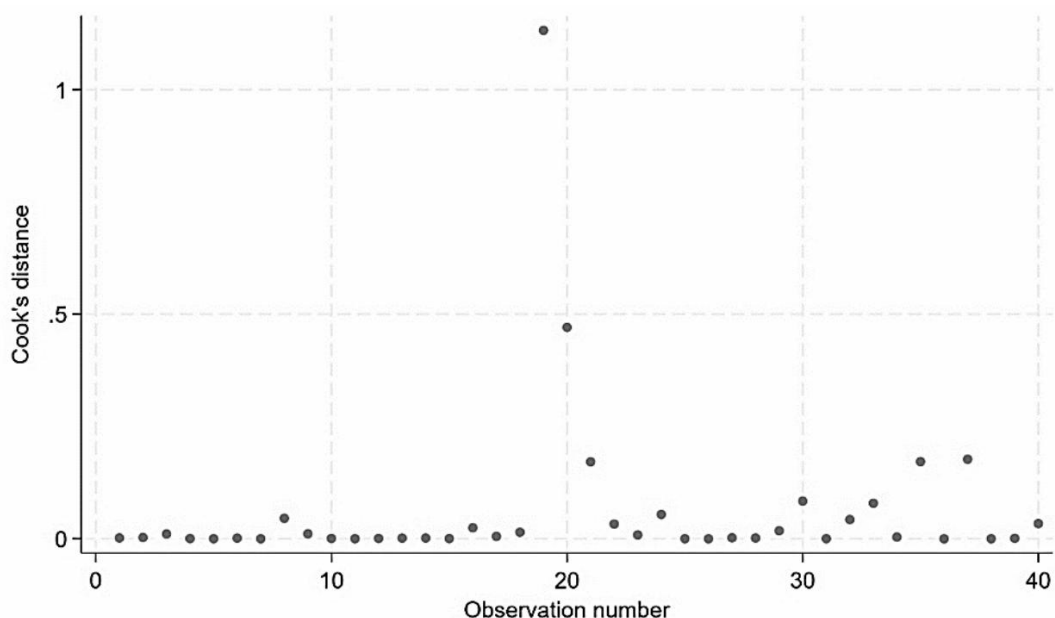
Таблица 7. Параметри на първи междинен линеен регресионен модел за земеползване, обясняващ измерените концентрации на NO_2 в град Пловдив

Предиктор	β	SE	t	p
length_major_roads_50m	0.130388	0.017763	7.34	0.000
traffic_lights_count_100m	3.216454	1.221817	2.63	0.013
bus_stops_count_100m	4.382141	1.759803	2.49	0.018
length_tertiary_roads_100m	0.036425	0.012706	2.87	0.007
continuousurbanfabric_area_500m	0.000043	0.000012	3.72	0.001
dist_motorwayprimarysecondary	-0.00700	0.003279	-2.13	0.040
_cons	17.8117	2.814457	6.33	0.000

Забележка: Данни за модела: Брой случаи = 40; $F_{(6, 33)} = 32.57$, $p < 0.001$; $R^2 = 0.86$, коригиран $R^2 = 0.83$; средноквадратична грешка = 4.96.

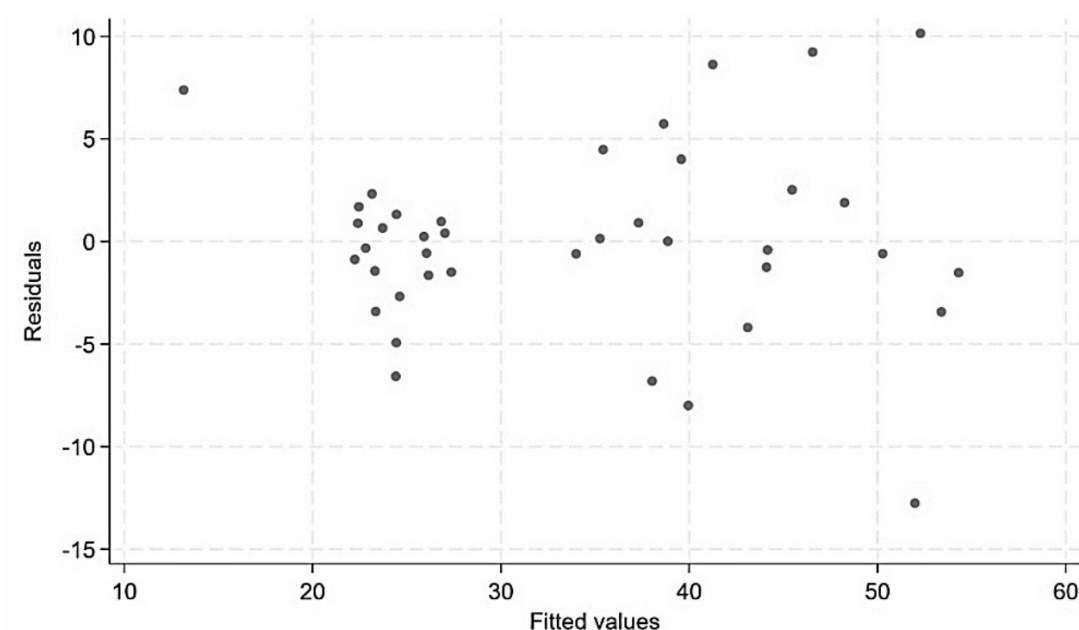
Извършената диагностика за валидността на модела обаче показва необходимост от преработка. Разстоянието на Кук за едно от наблюденията с адрес на измервателната точка бул. „Пещерско шосе, № 91 беше 1.13, което говори за неговото твърде голямо влияние върху модела (Фигура 20). Обследване на мястото не разкри ясни причини за поведението на тази точка. Въпреки това, тя беше отстранена поради отражението си върху параметрите на модела. Освен това, беше установено наличие на известна

хетероскедастичност под формата на по-голямо разсейване на остатъците при предсказани стойности над $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Фигура 21).



Фигура 20. Разстояния на Кук за наблюденията в извадката, използвани за постояване на регресионен модел за земеползване, обясняващ измерените концентрации на NO_2 в Пловдив

След отстраняването на влиятелното наблюдение, броят на светофарите в радиус 100 m вече не беше значим предиктор на NO_2 (Таблица 8). Това е индикация, че този предиктор е неустойчив и следва да се изключи от модела. Окончателният модел е представен в Таблица 9, а диапазонът на стойностите на предикторите променливи е даден в Таблица 10.



Фигура 21. Съпоставка остатъците с изчислените стойности на NO₂ от регресионен модел за земеползване, обясняващ измерените концентрации на NO₂ в град Пловдив

Таблица 8. Параметри на втори междинен регресионен модел за земеползване, обясняващ измерените концентрации на NO₂ в град Пловдив

Предиктор	β	SE	t	p
length_major_roads_50m	0.136694	0.016274	8.40	0.000
traffic_lights_count_100m	0.062889	1.569438	0.04	0.968
bus_stops_count_100m	5.738775	1.667101	3.44	0.002
length_tertiary_roads_100m	0.040133	0.011606	3.46	0.002
continuousurbanfabric_area_500m	0.000055	0.000011	4.89	0.000
dist_motorwayprimarysecondary	-0.007293	0.002978	-2.45	0.020
_cons	15.21887	2.712673	5.61	0.000

Забележка: Данни за модела: Брой случаи = 39; $F_{(6, 32)} = 38.79$, $p < 0.001$; $R^2 = 0.88$, коригиран $R^2 = 0.86$; средноквадратична грешка = 4.50.

Таблица 9. Параметри на окончателния регресионен модел за земеползване, обясняващ измерените концентрации на NO₂ в град Пловдив

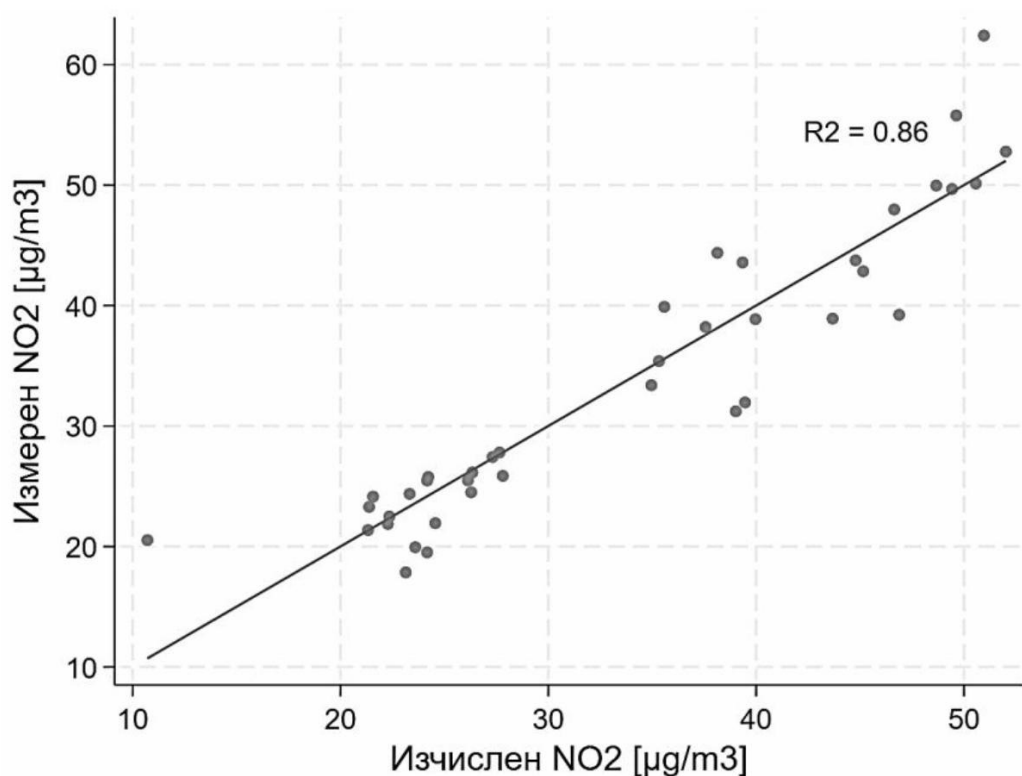
Предиктор	β	SE	t	p
length_major_roads_50m	0.136818	0.015735	8.70	0.000
bus_stops_count_100m	5.759759	1.558593	3.70	0.001
length_tertiary_roads_100m	0.040192	0.011336	3.55	0.001
continuousurbanfabric_area_500m	0.000055	0.000010	5.39	0.000
dist_motorwayprimarysecondary	-0.007313	0.002890	-2.53	0.016
cons	15.19183	2.587375	5.87	0.000

Забележка: Данни за модела: Брой случаи = 39; $F_{(5, 33)} = 48.00$, $p < 0.001$; $R^2 = 0.88$, коригиран $R^2 = 0.86$; средноквадратична грешка = 4.43.

Таблица 10. Предиктори, използвани в регресионен модел за земеползване, обясняващ измерените концентрации на NO₂ в град Пловдив

Предиктор	Буферен радиус	Диапазон на стойности
Брой автобусни спирки	100 m	0 – 2
Дължина на главни пътища (магистрала, първокласен, второкласен или третокласен път, свързващ път от/до магистрала, първокласен, второкласен и третокласен път)	50 m	0 – 142.43 m
Дължина на третокласни пътища	100 m	0 – 293.11 m
Площ на земя, заета с непрекъсната градска тъкан	500 m	14885.73 – 314565.30 m ²
Разстояние до магистрала, първокласен или второкласен път	-	3.85 – 1176.35 m

Моделът обяснява измерените стойности на NO₂ на 86% (Фигура 22). Десетократната му крос-валидация дава добри коефициенти: $R^2 = 0.84$; средна абсолютна грешка = 4.08 µg/m³; и средноквадратична грешка = 5.02 µg/m³.



Фигура 22. Корелация между измерените с дифузионни тръби и изчислените с помощта на линеен регресионен модел за земеползване концентрации на NO₂ в град Пловдив

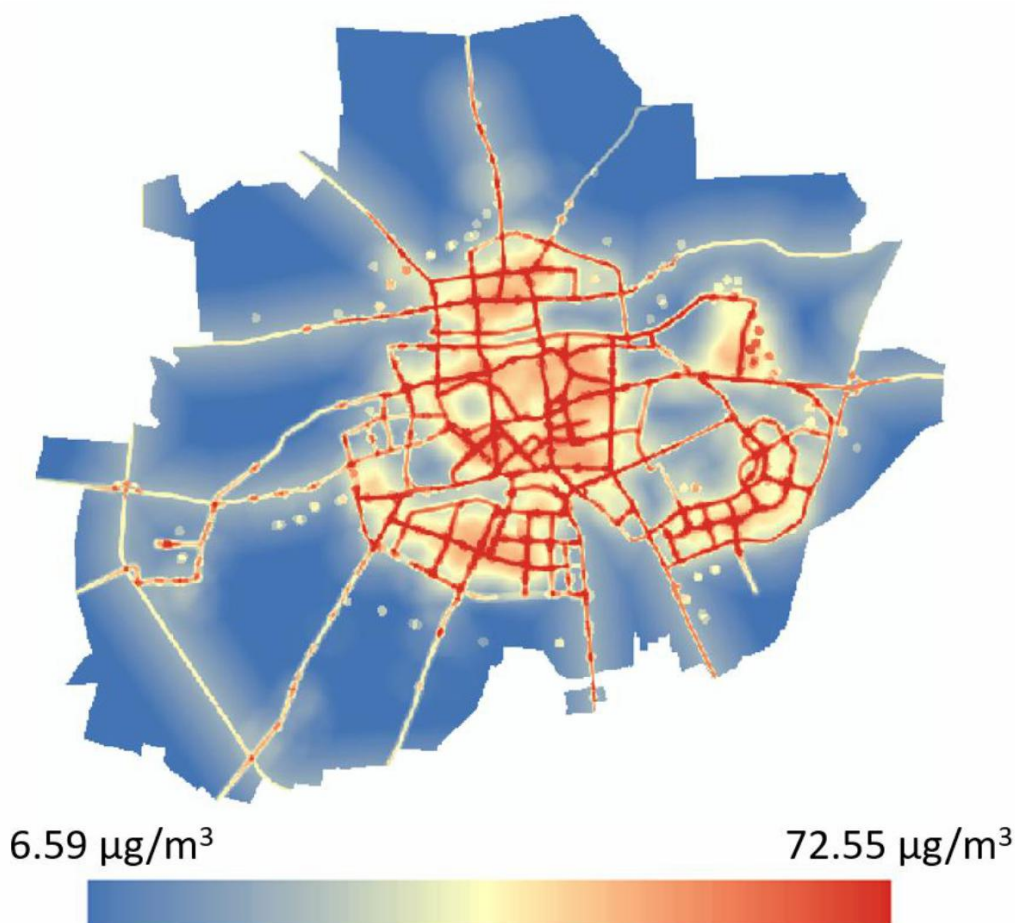
Тестът за пространствена автокорелация на остатъците от модела показва, че те са разпределени на случаен принцип (Moran's $I = -0.033$, $z = -0.149$, $p = 0.882$). Като цяло, извършената диагностика показва, че моделът има приемлива валидност. Поради това той беше използван за изчисляване на концентрацията на NO₂ при координатите на всяко жилище на участник в проучването. От параметрите на модела може да се изведе следното регресионно уравнение за изчисляване на NO₂:

$$\begin{aligned}
 &15.19183 + 0.1368181 \times \text{дължина главни пътища в } 50 \text{ m} \\
 &+ 5.759759 \times \text{брой автобусни спирки в } 100 \text{ m} \\
 &+ 0.0401921 \times \text{дължина третокласни пътища в } 100 \text{ m} \\
 &+ 0.0000554 \times \text{непрекъснатата градска тъкан в } 500 \text{ m} - 0.0073131 \\
 &\times \text{разстояние магистрала, първокласен, второкласен път}
 \end{aligned}$$

Ако се върнем към примера на Фигура 16, замествайки в полученото уравнение стойностите на характеристиките на градската среда около точка PDV_N21, получаваме изчислена концентрация на NO₂ от 45.16 µg/m³, която е много близка до измерената концентрация от 42.85 µg/m³:

$$15.19183 + 0.1368181 \times 131.43 \text{ m} + 5.759759 \times 1 + 0.0401921 \times 0 \text{ m} + 0.0000554 * 113656.4 \text{ кв. m} - 0.0073131 \times 10.15 \text{ m}$$

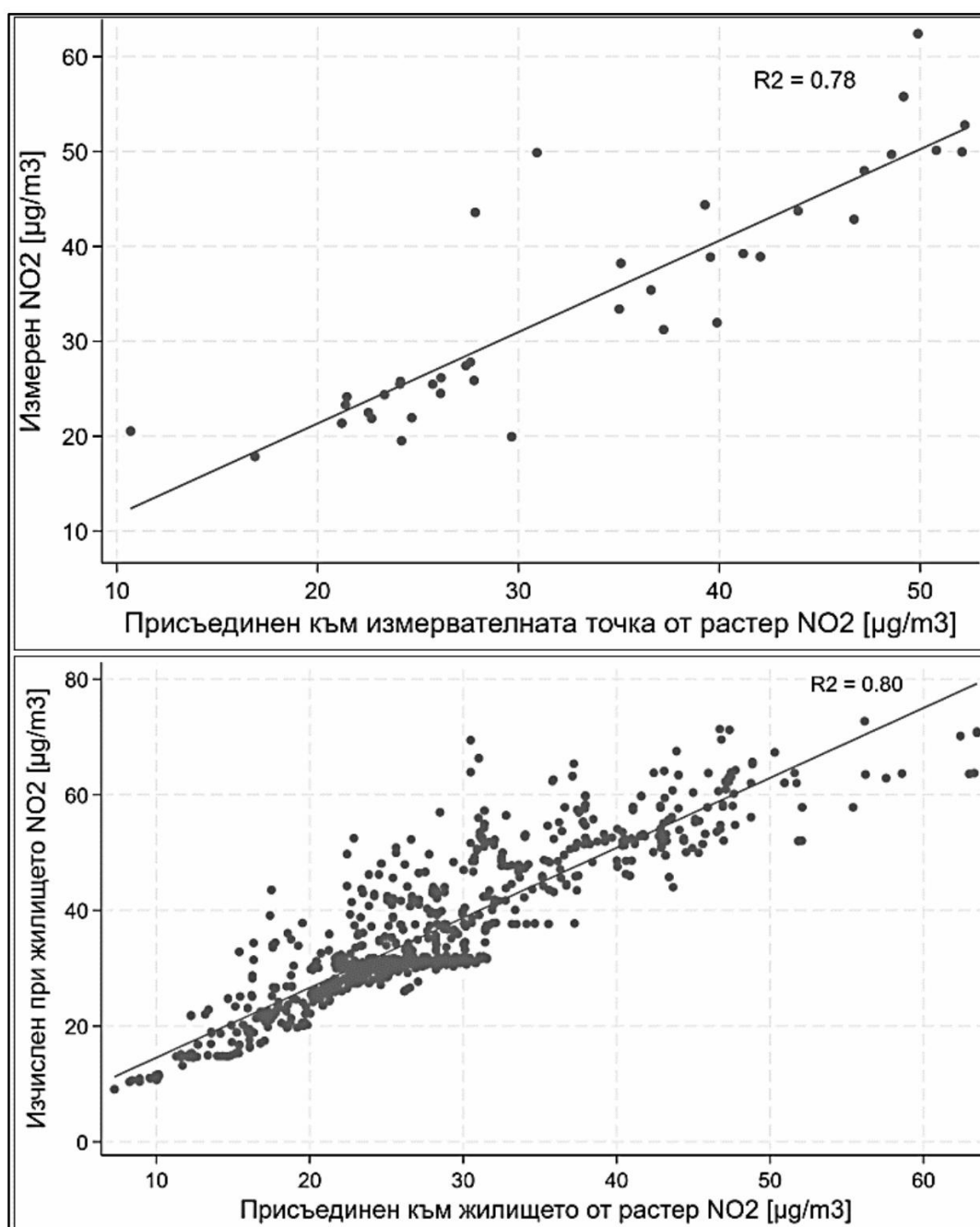
За картографиране на моделирания NO₂ и улесняване на бъдещото му приложение в изследвания, регресионното уравнение беше използвано, за да се генерира растерна карта с концентрации на NO₂ за територията на Пловдив (Фигура 23).



Фигура 23. Визуализация на изчислените концентрации на NO₂ чрез разработен за град Пловдив регресионен модел за земеползване

От картата се вижда, че тя визуализира добре първостепенната и второстепенната пътна мрежа на Пловдив, с която основно са свързани емисиите на NO_2 . С отдалечаване от пътните артерии, концентрацията на NO_2 рязко спада. Детайлите се размиват при малките вътрешноквартални улици. Картата представя непрекъсната повърхнина за целия град, но тъй като моделът е създаден да предсказва емисиите покрай уличната мрежа, визуализираните тъмносини полета на Фигура 23, които се намират далеч от уличната мрежа, съответстват на ненадеждни изчислени концентрации. На пръв поглед кръглите жълтеникави петна по протежение на някои улици изглеждат като артефакти, но те всъщност съответстват на местоположението на автобусни спирки, около които може обосновано да се очаква забавянето на трафика да води до повишаване на NO_2 . Същият ефект се наблюдава и във визуализации на разработени от други автори модели за NO_2 , използвали броя автобусни спирки като предиктор (Luminati и др., 2021).

При съпоставка между измерените стойности на NO_2 спрямо извлечените за същите точки стойности от създадения растер, корелацията им беше висока. Въпреки разсейване при повисоките концентрации, същото се наблюдава и за корелацията на стойностите на NO_2 , директно изчислени с регресионното уравнение за координатите на жилищата на участниците в проучването, спрямо стойностите на NO_2 , извлечени за същите координати от създадения растер (Фигура 24).

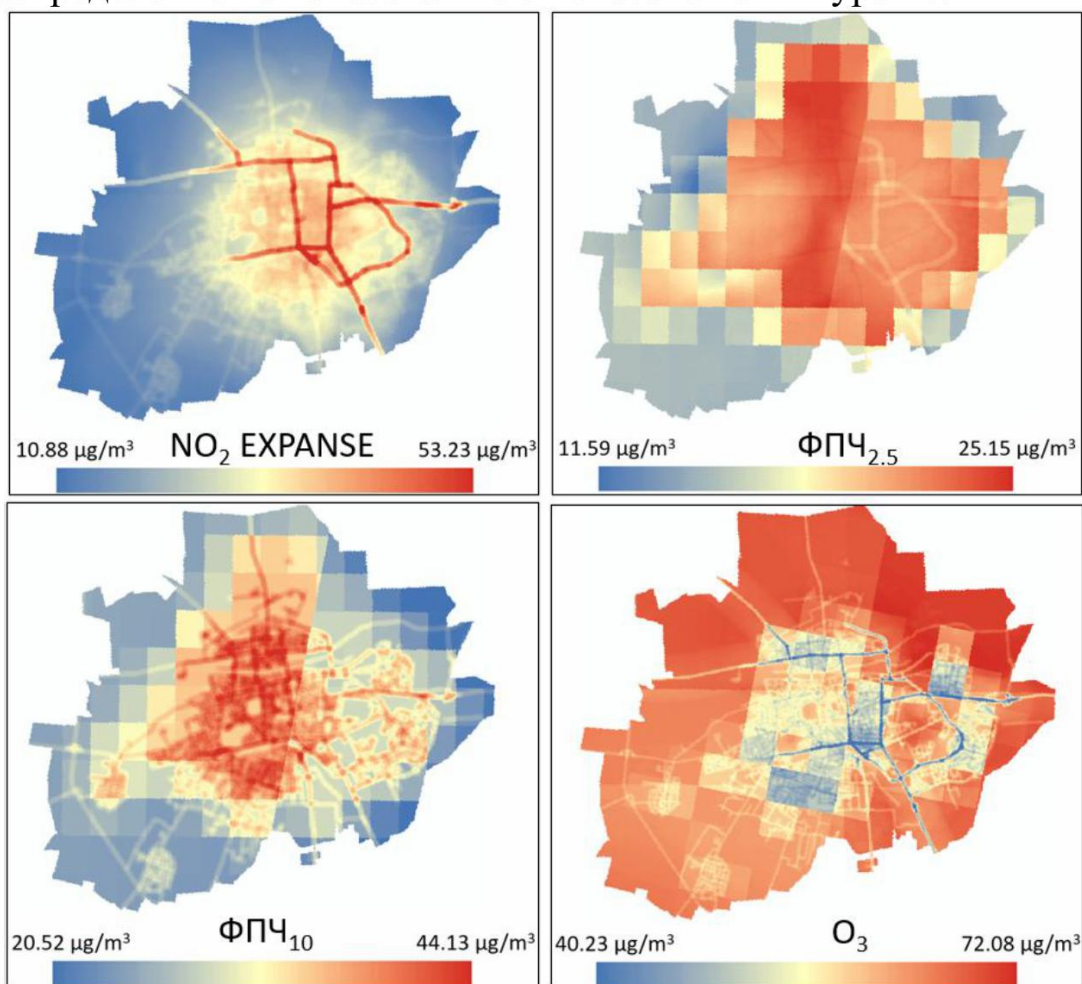


Фигура 24. Корелации между различни методи за определяне на експозицията на NO_2 в проучването

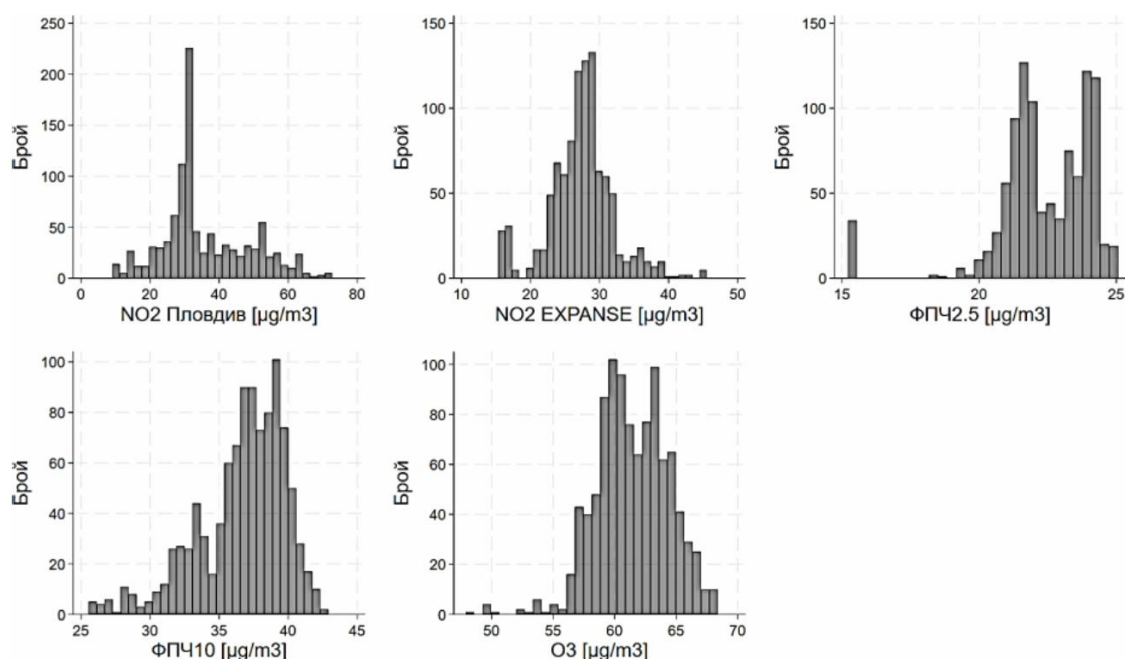
Забележка: Горен панел – измерени концентрации на NO_2 спрямо извлечени от създадения растер и присъединени към точките на измерване концентрации; Долен панел – изчислени направо при координатите на жилищата на участниците в проучването концентрации на NO_2 спрямо извлечени от създадения растер и присъединени към координатите на жилищата концентрации.

2.2.2. Описание на показателите за замърсяване на въздуха

Освен изчислените концентрации на NO_2 -Пловдив, за жилищата на участниците в проучването бяха определени и концентрациите на NO_2 -EXPANSE, $\text{ФПЧ}_{2.5}$, ФПЧ_{10} и O_3 . Картографски повърхнини с разпределението на тези показатели в Пловдив са представени на Фигура 25. Наблюдава се добра дефиниция на пътната мрежа на града, но по отношение на NO_2 -EXPANSE има по-слаба вариация и по-тесен диапазон на стойностите в сравнение с NO_2 -Пловдив. Статистическото разпределение на показателите е показано на Фигура 26.



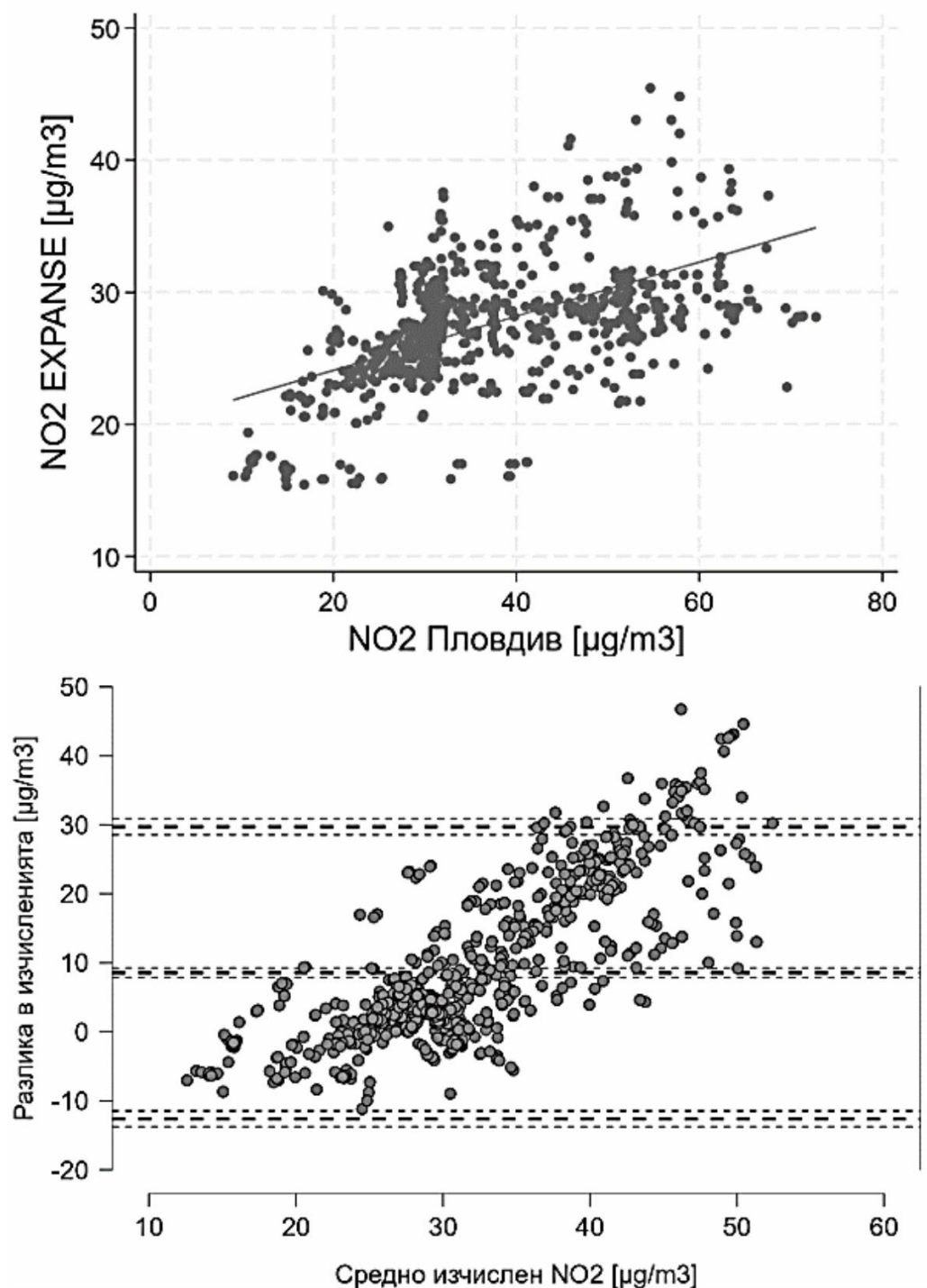
Фигура 25. Визуализация на изчислените концентрации на показатели за замърсяване на въздуха в град Пловдив чрез географски-претеглен регресионен модел за земеползване по проект EXPANSE



Фигура 26. Хистограми, показващи статистическото разпределение на средногодишните концентрации на изчислените показатели за замърсяване на въздуха при жилищата на участниците в град Пловдив

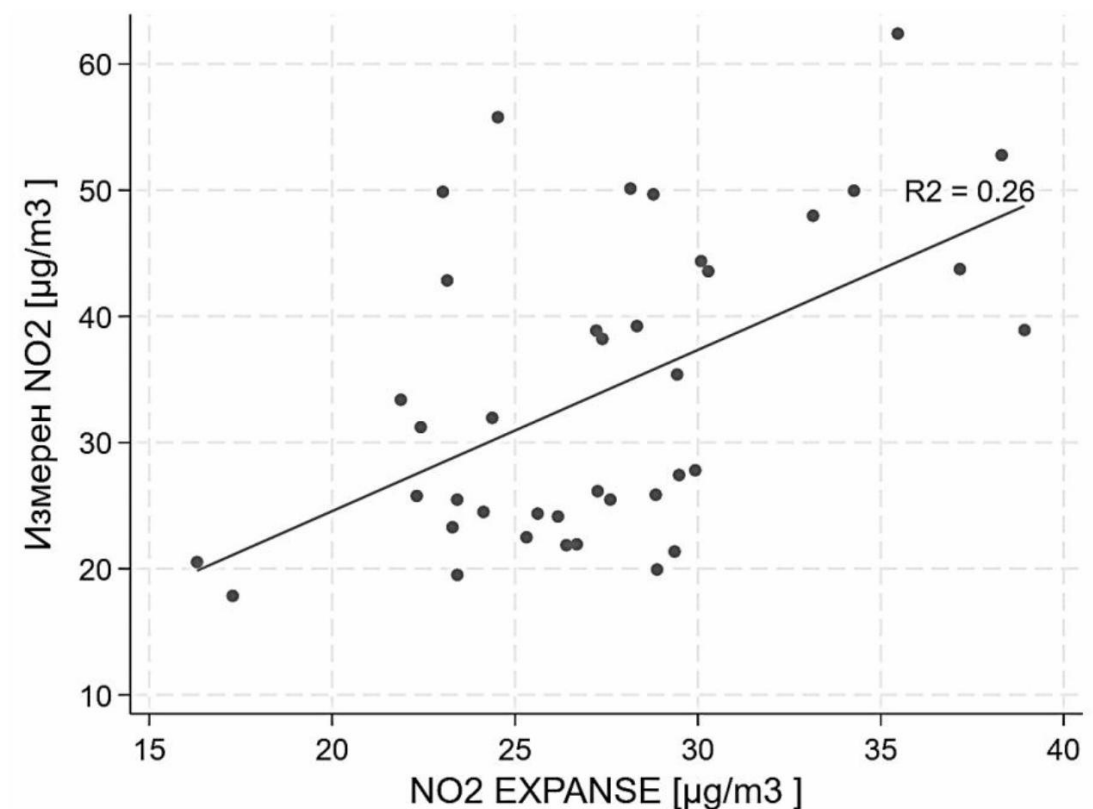
Всички жилища на участници в поручването са изложени на концентрации на отделните замърсители, надвишаващи насочващите стойности, препоръчани от СЗО. Повечето са изложени на ФПЧ_{2.5} между 20 и 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, ФПЧ₁₀ между 35 и 45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ и О₃ между 55 и 70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Съпоставката на NO₂-Пловдив и NO₂-EXPANSE показва по-широк диапазон на стойностите на NO₂-Пловдив, които достигат до около 70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, докато NO₂-EXPANSE не надвишава 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Съответно, медианите на тези променливи се различават, 31.52 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (междуквартилен интервал; $IQR = 15.24$) и 27.51 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ($IQR = 4.72$). Корелацията между тях е умерена, като средната разлика в концентрациите за дадена точка е 8.54 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (95% CI: 7.87, 9.21). Положително е, че по-голямата част от точките лежат в рамките на интервала на доверителност на графиката на Bland-Altman, но все пак се

наблюдава известно разминаване в изчисления NO_2 , особено при по-високи концентрации над $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Фигура 27).



Фигура 27. Корелация (горен панел) и графика на Bland-Altman (долен панел) на изчислените показатели NO_2 -Пловдив и NO_2 -EXPANSE

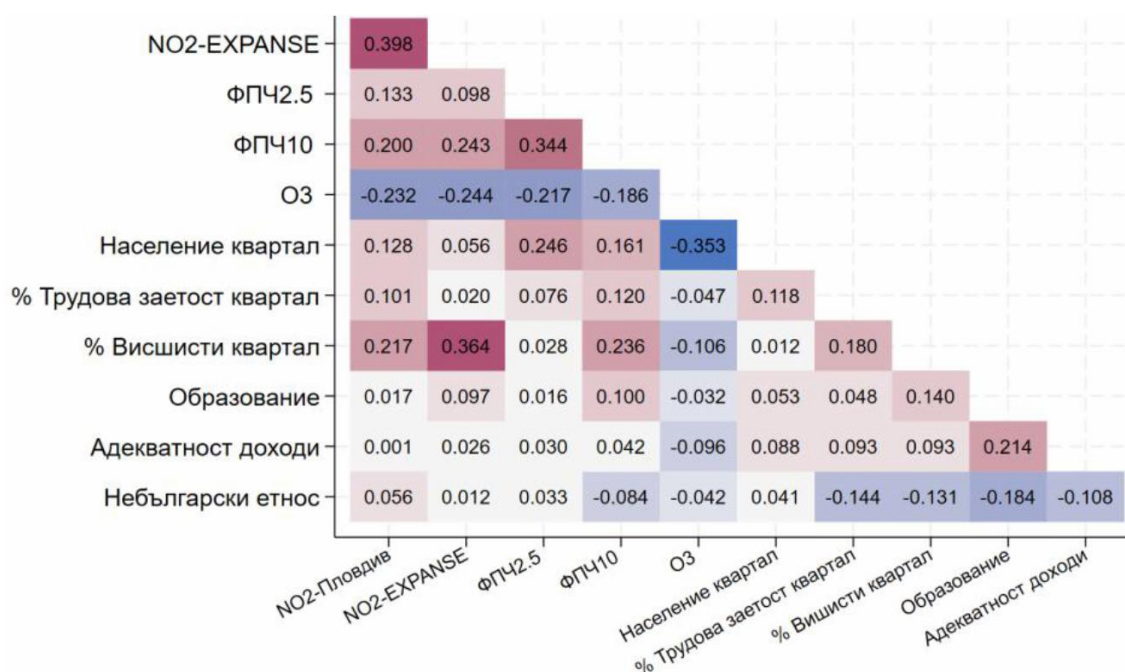
NO₂-EXPANSE обяснява измерените с дифузионни тръби концентрации на NO₂ в Пловдив само на 26% (Фигура 28).



Фигура 28. Корелация между измерените с дифузионни тръби и изчислените с помощта на географски-претеглен регресионен модел за земеползване по проект EXPANSE концентрации на NO₂ в град Пловдив

Корелационният анализ показва умерени по сила положителни корелации между показателите за замърсяване на въздуха, по-изразени между двата NO₂ показателя и между ФПЧ_{2.5} и ФПЧ₁₀ (Фигура 29). Единствено O₃ очаквано корелира отрицателно с останалите показатели. При изследване на корелациите със социално-икономическия статус на индивидуално ниво и на ниво квартал, се вижда, че почти всички показатели, освен O₃, са с по-високи концентрации в по-гъсто населените квартали, в които и социално-икономическият статус е

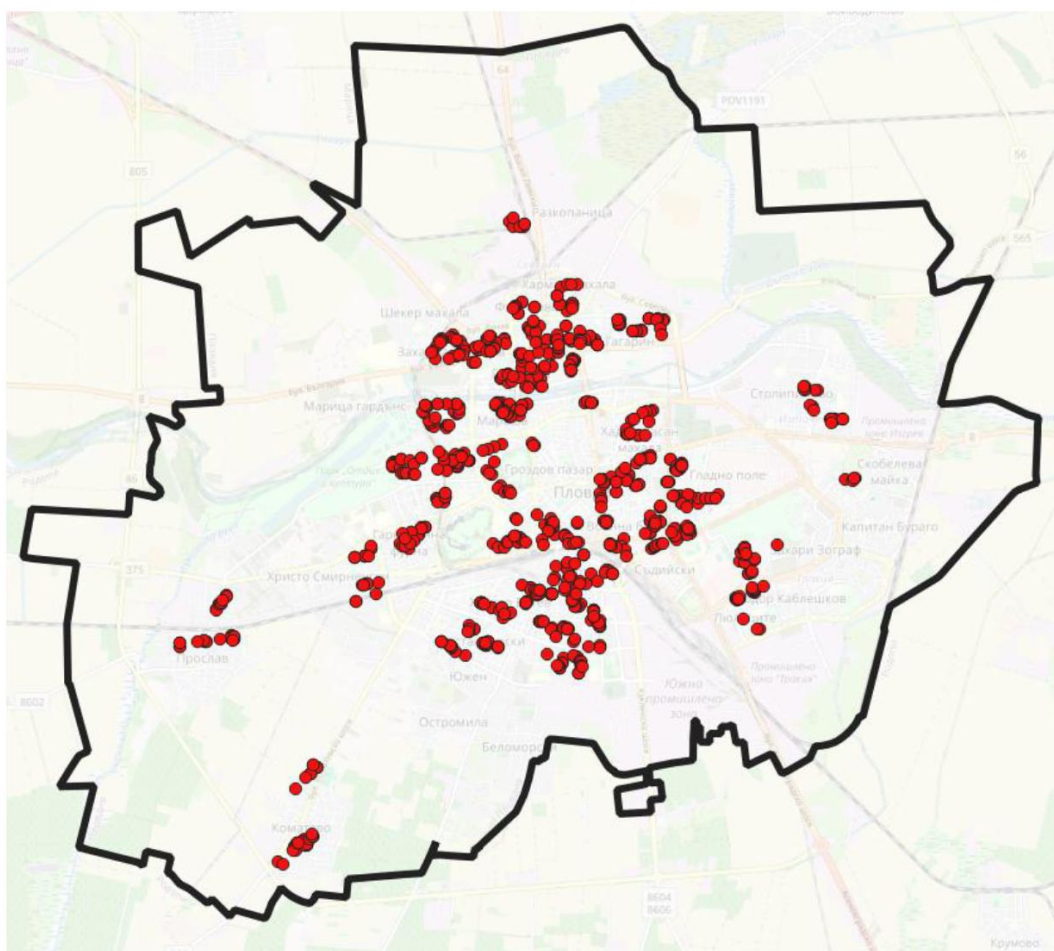
по-висок. $\text{ФПЧ}_{2.5}$ обаче не са асоциирани със социално-икономическия статус на квартала. Индивидуалният социално-икономически статус също не е свързан с нивата на замърсяване.



Фигура 29. Корелации тау (b) на Кендал между показателите за замърсяване на въздуха и социално-икономически показатели в град Пловдив

2.2.3. Описание на участниците в проучването и двумерни корелации

От на Фигура 30 представеното местоположение на адресите на участниците е видно, че участниците в проучването са подбрани от различните райони на Пловдив и обхващат почти цялата му жилищна територия. Въпреки това, източните квартали Столипиново и части от Тракия са по-слабо представени въпреки гъстотата на населението си.



Фигура 30. Местоположение на адресите на сградите в град Пловдив (червени точки), обитавани от участниците в проучването

В Таблица 11 са представени характеристики на участниците в проучването. Участниците са на средна възраст около 50 години, като тя варира от 18 до 90 години. Малко повече от половината са жени и почти всички самоопределят етноса си като български. Две трети имат завършено средно образование, а малко под една трета са с висше образование, като онези с начално или по-ниско образование са единици. Въпреки че две трети са работещи, над две трети от участниците изпитват трудности да се справят с разходите си с наличните за домакинството доходи.

Наличните данни за продължителността на обитаване на настоящото жилище не са използвани в анализите, тъй като

медианата на тази променлива е 30 години и едва 10% от участниците са живели в жилището си пет или по малко години.

Таблица 11. Характеристики на участниците в проучването

Характеристики	Извадка (N)	Стойност
Социално-демографски показатели		
Мъжки пол (N, %)	1012	464 (45.85)
Възраст [години] (средна $\pm$ SD)	1012	50.29 $\pm$ 18.04
18 – 34		236 (24.21)
35 – 64		483 (49.54)
65+		256 (26.26)
Български етнос (N, %)	1011	981 (97.03)
Образователна степен (N, %)	1010	
Незавършено начално		2 (0.20)
Завършено начално		56 (5.55)
Средно		665 (65.84)
Висше		287 (28.42)
Справяне с разходите [1-6] (медиана $\pm$ IQR)	982	3.00 $\pm$ 1.00
Много трудно (N, %)		48 (4.89)
Трудно (N, %)		191 (19.45)
С известна трудност (N, %)		455 (46.33)
По-скоро лесно (N, %)		213 (21.69)
Лесно (N, %)		57 (5.80)
Много лесно (N, %)		18 (1.83)
Работещ (N, %)	1012	627 (61.95)
Здравни резултати		
Общо здраве (N, %)	1010	
Много лошо		4 (0.40)
Лошо		38 (3.76)
Задоволително		193 (19.11)
Добро		356 (35.25)
Много добро		419 (41.49)
Хипертония (N, %)	1008	235 (23.22)
ИБС (N, %)	1009	65 (6.42)
Диабет (N, %)	1011	59 (5.84)
Тревожност (N, %)	987	45 (4.45)
Депресия (N, %)	975	53 (5.24)
Безпокойство (скала 0-4)	1011	
Изобщо не (N, %)		217 (21.46)
Слабо (N, %)		239 (23.64)
Умерено (N, %)		267 (26.41)
Много (N, %)		208 (20.57)

Изключително много (<i>N</i> , %)		80 (7.91)
Замърсяване на въздуха		
NO ₂ -Пловдив [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] (медиана $\pm$ <i>IQR</i>)	1012	31.52 $\pm$ 15.24
NO ₂ -EXPANSE [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] (медиана $\pm$ <i>IQR</i>)	1012	27.51 $\pm$ 4.72
ФПЧ _{2.5} -EXPANSE [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] (медиана $\pm$ <i>IQR</i>)	1012	22.32 $\pm$ 2.39
ФПЧ ₁₀ -EXPANSE [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] (медиана $\pm$ <i>IQR</i>)	1012	37.25 $\pm$ 3.90
O ₃ -EXPANSE [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] (медиана $\pm$ <i>IQR</i>)	1012	61.31 $\pm$ 4.07
Други, рискови фактори		
Наследственост за ССЗ (<i>N</i> , %)	994	360 (35.57)
Наследственост за диабет (<i>N</i> , %)	985	106 (10.47)
Наследственост за психопатология (<i>N</i> , %)	994	7 (0.69)
Статус на пушач (<i>N</i> , %)	957	
Непушач		519 (54.23)
Бивш пушач		129 (13.48)
Настоящ пушач		309 (32.29)
Чувствителност към миризми [1-4]	1007	
Изобщо не (<i>N</i> , %)		745 (73.98)
Слабо (<i>N</i> , %)		197 (19.56)
Много (<i>N</i> , %)		56 (5.56)
Изключително много (<i>N</i> , %)		9 (0.89)
Жилищен квартал		
Население [брой] (медиана $\pm$ <i>IQR</i>)	1012	3334 $\pm$ 2016.75
Висшисти [%] (медиана $\pm$ <i>IQR</i>)	995	37.86 $\pm$ 14.55
Работещи [%] (медиана $\pm$ <i>IQR</i>)	992	49.21 $\pm$ 8.01

В Таблица 12 е представена съпоставка на социално-демографските характеристики на участниците в настоящото проучване с тези на населението на Пловдив. от нея се вижда, че извадката се доближава до възрастовата и полова структура на населението, макар да включва по-голям процент на лица със средно образование и по-малко висшисти и лица с основно и по-ниско образование.

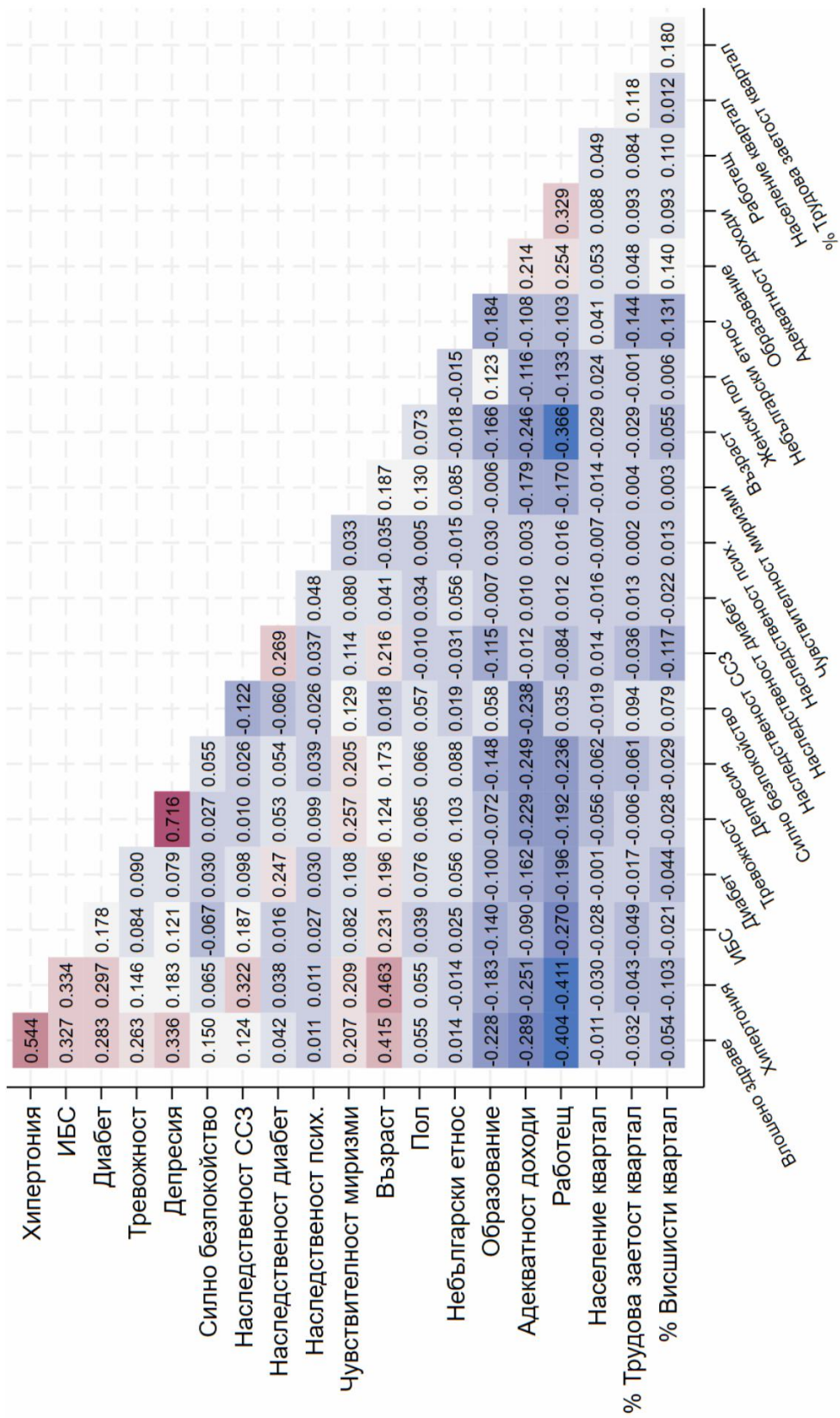
Таблица 12. Сравнение на социално-демографските характеристики на участниците в проучването с данни за населението на град Пловдив, като относителни дялове

	Извадка	Население, Преброяване НСИ 2021
Възраст		
18 – 29 години	14.1%	14.5%
30 – 39 години	17.1%	17.9%
40 – 49 години	19.1%	19.6%
50 – 59 години	16.7%	16.3%
60 – 69 години	16.1%	15.5%
70 – 79 години	11.0%	11.5%
80 – 90 години	5.9%	4.8%
Пол		
Мъж	45.80%	46.1%
Жена	54.20%	53.9%
Образование		
Висше	28.60%	39.7%
Средно	65.70%	50.0%
Основно и по-ниско	5.70%	10.3%

По отношение на здравните резултати, по-голямата част от участниците не считат здравето си за влошено. Една пета са хипертоници, а под 10% съобщават ИБС, диабет и психични разстройства. При съпоставка на давността на хипертония, ИБС или диабет с продължителността на обитаване на жилището, само отделени участници съобщават, че заболяването е открито преди насяне в настоящото жилище. Под 10% от участниците са били диагностицирани с някои от тези заболявания преди да започнат на живеят в настоящото си жилище, като давността на хипертонията е 15.23 ± 9.81 години, на ИБС е 14.26 ± 9.13 години, а на диабет е 10.63 ± 8.86 години. Това дава увереност, че те са били изложени на изчислените при жилището им нива на замърсители достатъчно дълго, за да е могло да бъде повлияно здравето им.

Участниците са с умерени до високи нива на безпокойство поради замърсяването на въздуха на мястото на живеене, като една трета са силно обезпокоени. По отношение на класическите рискови фактори, около една трета съобщават фамилна обремененост със сърдечносъдови заболявания (ССЗ) и половината са били активни пушачи в даден етап от живота си.

Повечето здравни резултати са умерено по сила свързани помежду си. Положителната асоциация между тревожността и депресията е силна, следвана от тази между влошеното здраве и хипертонията (Фигура 31). Фамилната обремененост, по-голямата възраст и по-ниският социално-икономически статус са положително свързани с влошено здраве и наличие на хронични заболявания. Бившите пушачи значително по-често съобщават влошено здраве (34.11%) и хипертония (32.56%) от настоящите пушачи и здравите лица.



Фигура 31. Корелации тау (b) на Кендал между резултативните променливи и други фактори в извадката

2.2.4. Многомерен модел на замърсяване на въздуха и здравен статус

В Таблица 13 са представени резултатите от многомерните модели на асоциацията на NO₂ с неблагоприятни здравни резултати. В зависимост от здравния резултат, големината на аналитичната извадка варира от 975 до 1011 души в минимално коригираните модели, от 923 до 958 души в основните модели и от 867 до 890 души в разширените модели, поради което загубата на статистическа мощност спрямо първоначалната извадка е приемлива. Моделите обясняват между 9% и 36% от вариацията в резултатите в минималните модели, 16% до 36% в основните модели и 26% до 42% в разширените модели. В най-голяма степен е обяснено наличието на хипертония, а в най-малка на диабет.

И в минимално коригирания модел, и при допълнителна корекция за замъгляващи фактори в основния модел, вероятността за влошено здраве е 7% по-висока за всеки 5 µg/m³ нарастване на NO₂-Пловдив и достига 34% за същото нарастване на NO₂-EXPANSE. Вероятността за тревожност и депресия също е по-висока със съответно 11% и 20% при повишаване на NO₂-Пловдив, докато за NO₂-EXPANSE коефициентите са с по-ниска прецизност. По отношение на останалите здравни резултати, NO₂-EXPANSE е свързан с 15% повишена вероятност за хипертония, но с повечето резултати не се наблюдават очакваните асоциации. За ИБС и диабет дори се наблюдава по-ниска вероятност с повишаване на NO₂. Основните модели обясняват около 36% от вариацията в наличието на хипертония, 24% на ИБС и 16% на диабет.

В основния модел, нарастването на ФПЧ_{2.5} с 5 µg/m³ е свързано с до 157% по-голяма вероятност за влошено здраве, 82% за хипертония и 345% за тревожност (Таблица 14). По отношение на тревожността, коефициентът е с широк интервал на доверителност, което вероятно се дължи на малкия дял на участници с тревожност в извадката, което прави този коефициент ненадежден. ФПЧ₁₀ повтаря тенденциите, наблюдавани за ФПЧ_{2.5}, но коефициентите са по-малки и неprecizни, а за депресията са дори с противоположна посока. ИБС и диабет отново са

асоциирани с по-ниска вероятност при повишаване на замърсителите (коефициенти под 1.00). За O_3 не се наблюдават убедителни резултати, макар да има индикация за положителната му асоциация с ИБС и диабет (Таблица 15).

В разширените модели, включващи допълнителна корекция за наследственост и статус на пушач, няма особена разлика в резултатите или потискане на асоциациите между замърсителите и здравните резултати. Напротив, коефициентите на NO_2 -EXPANSE (Таблица 13) и $ФПЧ_{2.5}$ (Таблица 14) в модела за тревожност нарастват, а на O_3 – в модела за диабет, макар интервалът около последния да остава относително по-широк (Таблица 15).

Таблица 13. Многомерни логистични регресионни модели на асоциацията между показатели за замърсяване на въздуха с азотен диоксид и здравни резултати

Здравен резултат	OR за 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (95% CI)					
	NO ₂ -Пловдив			NO ₂ -EXPANSE		
	Минимален модел	Основен модел	Разширен модел	Минимален модел	Основен модел	Разширен модел
Влошено здраве	1.07 (1.00, 1.15)	1.08 (1.00, 1.17)	-	1.11 (0.93, 1.33)	1.34 (1.08, 1.67)	-
Хипертония	0.96 (0.89, 1.03)	0.98 (0.90, 1.06)	0.99 (0.91, 1.08)	0.92 (0.76, 1.12)	1.15 (0.92, 1.44)	1.22 (0.95, 1.56)
ИБС	0.87 (0.78, 0.97)	0.86 (0.75, 0.98)	0.86 (0.75, 0.98)	0.87 (0.66, 1.16)	0.93 (0.65, 1.32)	0.95 (0.67, 1.35)
Диабет	0.96 (0.86, 1.06)	0.92 (0.81, 1.04)	0.95 (0.83, 1.08)	0.75 (0.56, 1.01)	0.71 (0.48, 1.05)	0.70 (0.47, 1.05)
Тревожност	1.14 (1.02, 1.27)	1.11 (0.98, 1.25)	1.13 (0.99, 1.28)	1.11 (0.81, 1.53)	1.33 (0.93, 1.92)	1.49 (1.02, 2.18)
Депресия	1.21 (1.09, 1.34)	1.20 (1.06, 1.34)	1.21 (1.07, 1.36)	1.00 (0.74, 1.35)	1.15 (0.80, 1.66)	1.24 (0.86, 1.81)

Забележка: Минималният модел е коригиран за пол и възраст; основният модел е допълнително коригиран за образование, етнос, адекватност на доходите, трудова заетост, население в 300 m радиус, процент заето население и население с висше образование на ниво квартал; в разширения модел е направена допълнителна корекция за наследственост за съответното заболяване и статус на пушач.

Таблица 14. Многомерни логистични регресионни модели на асоциацията между показатели за замърсяване на въздуха с фини прахови частици и здравни резултати

Здравен резултат	OR за 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (95% CI)					
	ФПЧ _{2.5}			ФПЧ ₁₀		
	Минимален модел	Основен модел	Разширен модел	Минимален модел	Основен модел	Разширен модел
Влошено здраве	1.93 (1.19, 3.15)	2.57 (1.47, 4.50)	-	1.13 (0.87, 1.49)	1.30 (0.94, 1.79)	-
Хипертония	1.26 (0.78, 2.03)	1.82 (1.05, 3.18)	1.91 (1.04, 3.52)	1.02 (0.77, 1.36)	1.39 (1.00, 1.95)	1.38 (0.96, 1.99)
ИБС	0.63 (0.34, 1.16)	0.75 (0.35, 1.57)	0.81 (0.38, 1.74)	0.74 (0.50, 1.08)	0.81 (0.51, 1.29)	0.78 (0.48, 1.27)
Диабет	0.77 (0.40, 1.51)	0.83 (0.36, 1.87)	1.03 (0.42, 2.55)	0.71 (0.48, 1.05)	0.78 (0.48, 1.24)	0.79 (0.47, 1.34)
Тревожност	1.94 (0.74, 5.06)	4.45 (1.38, 14.30)	4.97 (1.47, 16.85)	0.91 (0.58, 1.43)	1.24 (0.72, 2.15)	1.19 (0.68, 2.10)
Депресия	1.11 (0.52, 2.38)	2.13 (0.83, 5.49)	2.35 (0.89, 6.16)	0.65 (0.43, 0.97)	0.72 (0.43, 1.22)	0.74 (0.44, 1.25)

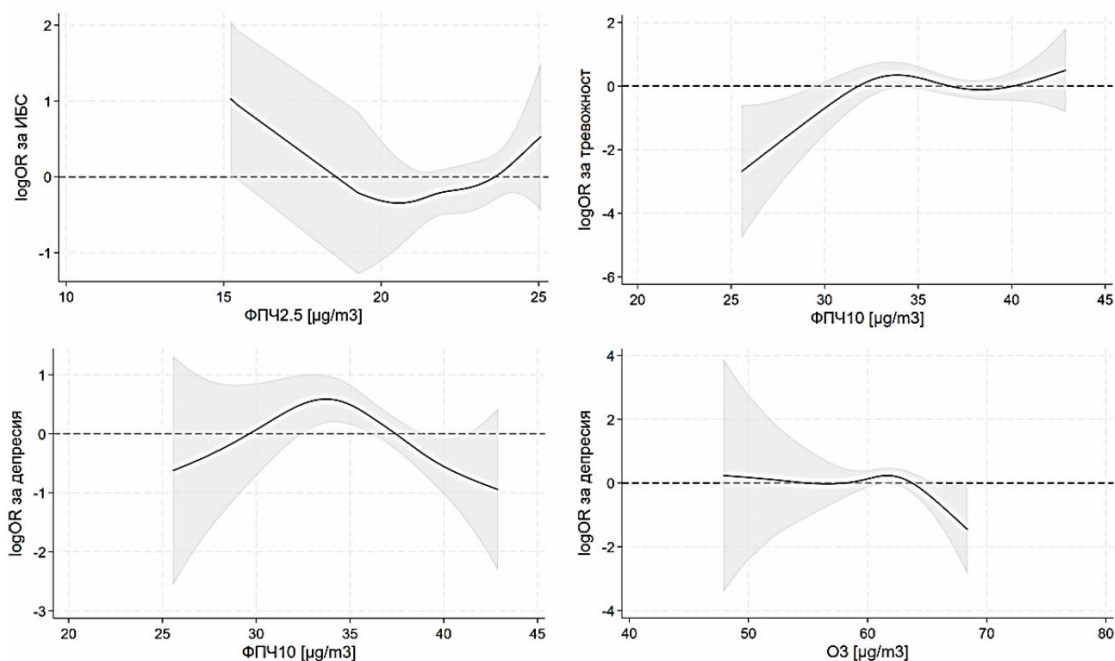
Забележка: Минималният модел е коригиран за пол и възраст; основният модел е допълнително коригиран за образование, етнос, адекватност на доходите, трудова заетост, население в 300 m радиус, процент заето население и население с висше образование на ниво квартал; в разширения модел е направена допълнителна корекция за наследственост за съответното заболяване и статус на пушач.

Таблица 15. Многомерни логистични регресионни модели на асоциацията между показател за замърсяване на въздуха с озон и здравни резултати

Здравен резултат	OR за 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ O ₃ (95% CI)		
	Минимален модел	Основен модел	Разширен модел
Влошено здраве	1.09 (0.81, 1.46)	1.00 (0.71, 1.43)	-
Хипертония	1.20 (0.88, 1.64)	0.98 (0.68, 1.42)	1.02 (0.68, 1.52)
ИБС	1.44 (0.90, 2.31)	1.33 (0.76, 2.33)	1.52 (0.83, 2.79)
Диабет	1.51 (0.93, 2.44)	1.59 (0.88, 2.88)	2.03 (1.01, 4.07)
Тревожност	0.94 (0.57, 1.56)	0.61 (0.34, 1.11)	0.59 (0.31, 1.13)
Депресия	1.11 (0.69, 1.81)	0.75 (0.41, 1.37)	0.73 (0.39, 1.35)

Забележка: Минималният модел е коригиран за пол и възраст; основният модел е допълнително коригиран за образование, етнос, адекватност на доходите, трудова заетост, население в 300 m радиус, процент заето население и население с висше образование на ниво квартал; в разширения модел е направена допълнителна корекция за наследственост за съответното заболяване и статус на пушач.

При тестване за нелинейна форма на асоциациите от основните модели, само за някои комбинации от показател за замърсяване и здравен резултат се наблюдава известно отклонение в гладките функции (Фигура 32). Такова се наблюдава при показатели, които и в основните модели не са ясно асоциирани със съответните здравни резултати. Кривата за асоциацията на $\text{ФПЧ}_{2.5}$ с ИБС е низходяща при ниска експозиция и започва да се изкачва след $24 \mu\text{g}/\text{m}^3$, но няма достатъчно на брой лица, експонирани на такива високи нива, за да бъдат прецизни коефициентите. Кривата за ФПЧ_{10} – тревожност се изглажда след $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$, за ФПЧ_{10} – депресия е повишена само за интервала $30 - 37 \mu\text{g}/\text{m}^3$, а за O_3 – депресия започва да спада над $64 \mu\text{g}/\text{m}^3$.



Фигура 32. Многомерни генерализирани адитивни модели на асоциацията между показатели за замърсяване на въздуха и здравни резултати

Забележка: Моделите са коригирани за пол, възраст, образование, етнос, адекватност на доходите, трудова заетост, население в 300 m радиус, процент заето население и население с висше образование на ниво квартал.

В описаните по-горе модели всеки показател за замърсяване е тестван по отделно. Когато обаче се включат няколко показателя едновременно в основния модел (при което ефектът на всеки на практика вече е коригиран и за този на останалите), остават асоциациите на ФПЧ_{2.5} с влошено здраве, хипертония и тревожност, както и на NO₂-Пловдив с влошено здраве и депресия. Тези резултати говорят за устойчивост на наблюдаваните асоциации. По отношение на O₃, отново има само слаби индикации за положителна асоциация с някои здрави резултати (Таблица 16).

Таблица 16. Многомерен логистичен регресионен модел на асоциацията между няколко показателя за замърсяване на въздуха едновременно и здравни резултати

Здравен резултат	OR за 5 µg/m ³ (95% CI)		
	NO ₂ -Пловдив	ФПЧ _{2.5}	O ₃
Влошено здраве	1.06 (0.98, 1.15)	2.41 (1.35, 4.29)	1.16 (0.80, 1.68)
Хипертония	0.95 (0.87, 1.04)	1.97 (1.11, 3.49)	0.97 (0.66, 1.43)
ИБС	0.87 (0.75, 1.00)	0.96 (0.45, 2.07)	1.14 (0.62, 2.08)
Диабет	0.94 (0.83, 1.07)	1.00 (0.43, 2.31)	1.49 (0.81, 2.76)
Тревожност	1.05 (0.92, 1.20)	3.70 (1.10, 12.47)	0.77 (0.40, 1.46)
Депресия	1.18 (1.04, 1.34)	1.44 (0.51, 4.09)	1.03 (0.55, 1.94)

Забележка: Моделите са коригирани за пол, възраст, образование, етнос, адекватност на доходите, трудова заетост, население в 300 m радиус, процент заето население и население с висше образование на ниво квартал и взаимно за останалите показатели за замърсяване на въздуха.

Като следваща стъпка беше тествано взаимодействието между показателите за замърсяване на въздуха и потенциални модифициращи фактори. В отделни случаи се наблюдава непренебрежима разлика в силата и дори посоката на асоциациите. Например, полът променя характера на асоциациите съществено, като при жените вероятността за хипертония при нарастване на NO₂-Пловдив с 5 µg/m³ е по-голяма (OR = 1.05; 95% CI: 0.94, 1.18), отколкото сред мъжете (OR = 0.87; 95% CI: 0.76, 0.99). ФПЧ_{2.5} пък

е по-силно свързан с влошено здраве при мъжете ($OR = 6.30$; 95% CI : 2.47, 16.04), отколкото при жените ($OR = 1.26$; 95% CI : 0.59, 2.66), но тези коефициенти имат много широки интервали на доверителност. По подобен начин $ФПЧ_{10}$ е по-силно свързан с влошено здраве при мъжете ($OR = 2.01$; 95% CI : 1.18, 3.40), отколкото при жените ($OR = 0.95$; 95% CI : 0.63, 1.45).

Възприетата адекватност на доходите на домакинството също действа като модификатор на асоциациите. При по-лесно справяне с разходите асоциацията на NO_2 -Пловдив с ИБС е по-силна и положителна ($OR = 1.32$; 95% CI : 0.98, 1.80), отколкото при трудно справяне ($OR = 0.77$; 95% CI : 0.65, 0.90). Същата тенденция са наблюдава и при връзката на NO_2 -EXPANSE с влошено здраве ($OR = 2.57$; 95% CI : 1.53, 4.29 срещу $OR = 1.14$; 95% CI : 0.90, 1.46). Обратно, асоциацията на $ФПЧ_{2.5}$ с влошено здраве е видима само при участниците, които трудно се справят с разходите ($OR = 3.07$; 95% CI : 1.69, 5.57 срещу $OR = 0.75$; 95% CI : 0.16, 3.41).

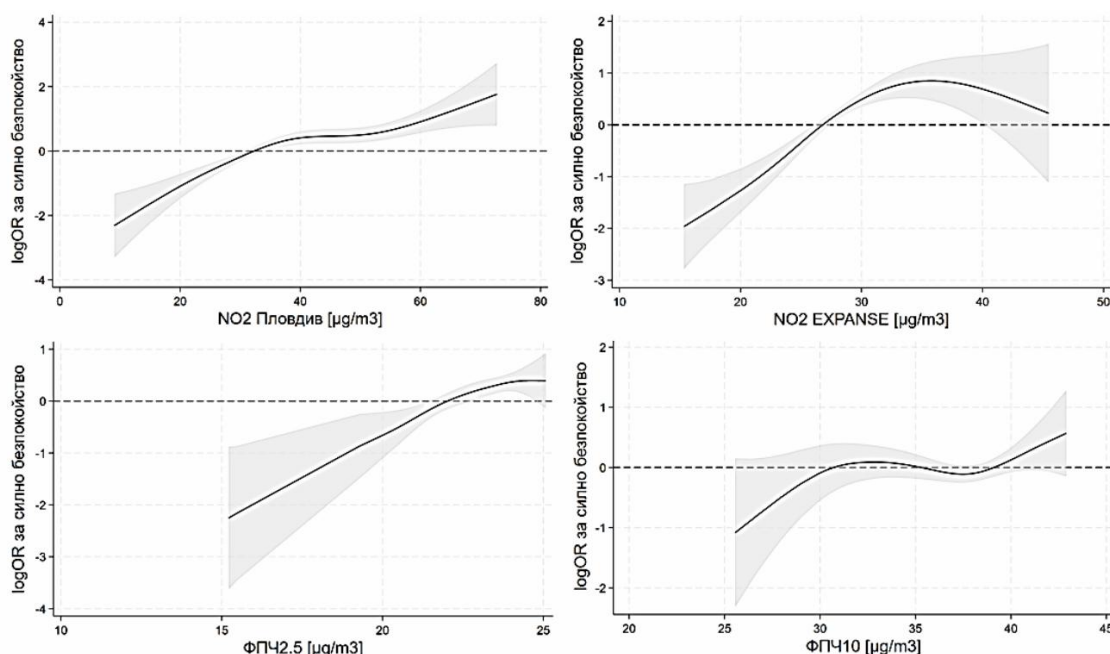
2.2.5. Многомерен модел на безпокойство поради замърсяване на въздуха

В Таблица 17 са представени резултатите от моделите на асоциацията между показателите за замърсяване и силното безпокойство. Вижда се, че всички показатели са свързани с повишена вероятност за силно безпокойство. Процентът обяснена вариация в силното безпокойство е много нисък в минимално коригираните ($N = 1011$) за пол и възраст модели (1-5%), но нараства до 10-14% в основните модели ($N = 953$). От Фигури 33 и 34 се вижда, че тези асоциации са предимно линейни за NO_2 -Пловдив, $ФПЧ_{2.5}$ и O_3 , докато за NO_2 -EXPANSE възходящият тренд спира след около $35 \mu g/m^3$, а за $ФПЧ_{10}$ е се изглажда между 30 и $40 \mu g/m^3$.

Таблица 17. Многомерни логистични регресионни модели на асоциацията между отделни показатели за замърсяване на въздуха и силно безпокойство поради замърсяване на въздуха

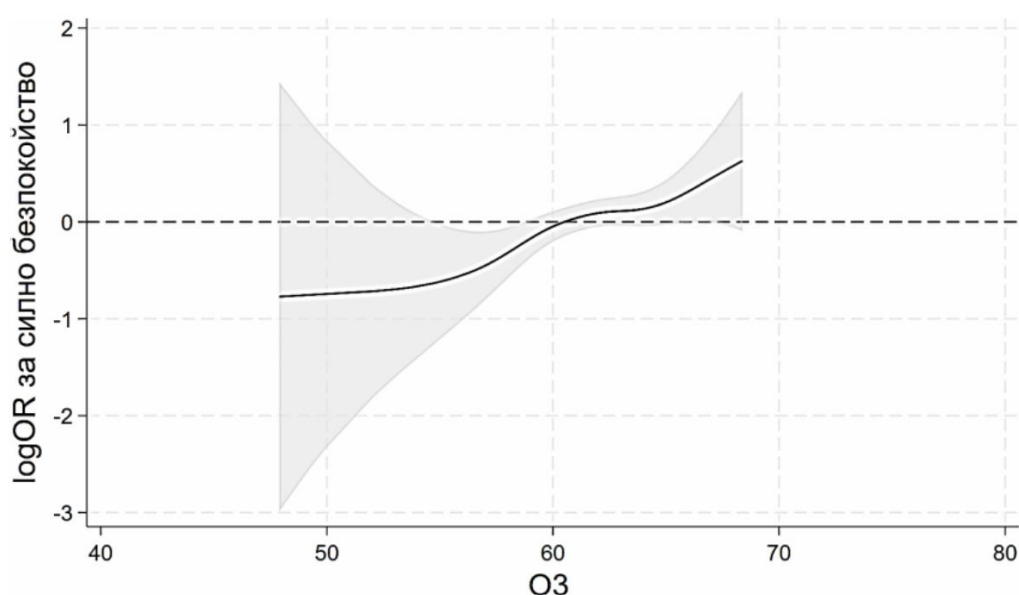
Показател	OR за силно безпокойство за 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (95% CI)	
	Минимален модел	Основен модел
NO ₂ -Пловдив	1.24 (1.18, 1.32)	1.24 (1.17, 1.33)
NO ₂ -EXPANSE	1.60 (1.37, 1.87)	1.74 (1.44, 2.10)
ФПЧ _{2.5}	2.92 (1.84, 4.62)	3.34 (1.96, 5.70)
ФПЧ ₁₀	1.28 (1.02, 1.60)	1.14 (0.88, 1.48)
O ₃	1.29 (1.02, 1.63)	1.46 (1.08, 1.98)

Забележка: Моделите са коригирани за пол, възраст, образование, етнос, адекватност на доходите, трудова заетост, население в 300 m радиус, процент заето население и население с висше образование на ниво квартал и чувствителност към миризми.



Фигура 33. Многомерни генерализирани адитивни модели на асоциацията между показатели за замърсяване на въздуха и силно безпокойство поради замърсяване на въздуха

Забележка: Моделите са коригирани за пол, възраст, образование, етнос, адекватност на доходите, трудова заетост, население в 300 m радиус, процент заето население и население с висше образование на ниво квартал и чувствителност към миризми.



Фигура 34. Многомерен генерализиран адитивен модел на асоциацията между показател за замърсяване на въздуха с озон и силно безпокойство поради замърсяване на въздуха

Забележка: Моделите са коригирани за пол, възраст, образование, етнос, адекватност на доходите, трудова заетост, население в 300 m радиус, процент заето население и население с висше образование на ниво квартал и чувствителност към миризми.

Резултатите от причинно-следствения медиаторен анализ са представени в Таблица 18. В сравнение с избраното за референтно ниво $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$, експозицията на по-високи концентрации на NO_2 -Пловдив е асоциирана с повишена вероятност за влошено здраве. Между 18% и 41% от този общ ефект се обяснява от силно безпокойство, тоест замърсяването на въздуха се свързва с повишено безпокойство, което на свой ред допринася за влошена самооценка за здравето. Този косвен ефект обяснява по-голяма част от ефекта на NO_2 -Пловдив при ниска и умерена експозиция, но при високи концентрации изчезва и остава само директният ефект, който вероятно се опосредства от други неизследвани тук механизми.

Таблица 18. Причинно-следствен логистичен медиаторен модел на асоциацията между NO₂-Пловдив и влошено здраве, медирана от силно безпокойство поради замърсяване на въздуха

	OR (95% CI)	% Медиран ефект
Косвен ефект		
NO ₂ → безпокойство → влошено здраве		
(25 спрямо 15 µg/m ³)	1.08 (1.04, 1.12)	41%
(35 спрямо 15 µg/m ³)	1.13 (1.07, 1.19)	36%
(45 спрямо 15 µg/m ³)	1.14 (1.05, 1.23)	29%
(55 спрямо 15 µg/m ³)	1.09 (0.94, 1.26)	18%
(65 спрямо 15 µg/m ³)	1.00 (0.77, 1.29)	-0.70%
(75 спрямо 15 µg/m ³)	0.86 (0.58, 1.29)	-30%
Пряк ефект		
NO ₂ → влошено здраве		
(25 спрямо 15 µg/m ³)	1.12 (1.00, 1.26)	
(35 спрямо 15 µg/m ³)	1.26 (1.00, 1.60)	
(45 спрямо 15 µg/m ³)	1.43 (1.00, 2.03)	
(55 спрямо 15 µg/m ³)	1.62 (1.01, 2.58)	
(65 спрямо 15 µg/m ³)	1.83 (1.02, 3.29)	
(75 спрямо 15 µg/m ³)	2.08 (1.04, 4.18)	
Общ ефект		
(25 спрямо 15 µg/m ³)	1.21 (1.07, 1.37)	
(35 спрямо 15 µg/m ³)	1.43 (1.13, 1.80)	
(45 спрямо 15 µg/m ³)	1.62 (1.17, 2.25)	
(55 спрямо 15 µg/m ³)	1.76 (1.17, 2.66)	
(65 спрямо 15 µg/m ³)	1.83 (1.11, 3.01)	
(75 спрямо 15 µg/m ³)	1.80 (0.99, 3.28)	

Забележка: Моделите са коригирани за пол, възраст, образование, етнос, адекватност на доходите, трудова заетост, население в 300 m радиус, процент заето население и население с висше образование на ниво квартал и чувствителност към миризми.

При стратификация на резултатите от основните линейни модели, NO₂-EXPANSE е по-силно свързан с безпокойство сред участниците, които трудно се справят с разходите ($OR = 2.08$; 95% CI : 1.64, 2.63 срещу $OR = 1.25$; 95% CI : 0.82, 1.91). О₃ е най-силно свързан с безпокойство сред участниците на 18 – 34 години ($OR = 2.89$; 95% CI : 1.35, 6.19), следвани от онези на 65 или повече години ($OR = 1.90$; 95% CI : 1.02, 3.57) и онези на 35-64 години ($OR = 1.11$; 95% CI : 0.73, 1.67). Няма индикации за други съществени различия между подгрупи участници по тестваните модификатори.

ЧАСТ III

Обсъждане и интерпретация

3.1. Общо обсъждане на резултатите

В предшестващите раздели в логическа последователност бяха разгледани етапите на провеждане на епидемиологично проучване за влиянието на замърсяването на въздуха върху здравето на населението на Пловдив. Като първа стъпка е разработен регресионен модел за изчисляване на експозицията на участниците в прочуването, използвайки данни от проведената кампания за измерване на NO_2 в Пловдив. Чрез итеративна селекция на предиктори, описващи пътната инфраструктура като сурогат за трафик и земеползването около измервателните точки, е изведен модел с относително висока обясняваща способност, който може да се използва и в бъдещи проучвания. В допълнение на изведеното регресионно уравнение, за улеснено свързване на изчислената концентрация на NO_2 с жилищни или други адреси на сгради, изчисленията бяха представени като растер. В опит за частична валидация на изчислените концентрации на NO_2 с този модел, както и поради липсата на собствени данни за останалите основни замърсители от интерес, бяха използвани и данни от проект EXPANSE. В сравнение с концентрациите на NO_2 -EXPANSE, измерените концентрации на NO_2 и съответно изчислените чрез нашия модел концентрации показват по-високи стойности. Подобно разминаване е наблюдавано и при измервания между измервания с дифузионни тръби в град София и данни на МОСВ/ИАОС, което може да се обясни както с различията в методите за определяне на концентрациите на NO_2 , така и с разположението на официалните пунктове за мониторинг на

качеството на въздуха на МОСВ/ИАОС (Буров & Трифонов, 2020; Попов & Хлеббаров, 2024).

NO₂ е свързан с редица неблагоприятни здрави резултати, включително риск от преждевременна смърт (Kasdagli и др., 2024), но понякога остава в страни от общественото внимание за сметка на ФПЧ, въпреки че експозицията на NO₂ е по-постоянна в хода на календарната година независимо от сезона (Попов & Хлеббаров, 2024). В наши проучвания за кратковременна експозиция на различни замърсители в София, Пловдив и Варна, измерени в пунктовете на МОСВ/ИАОС, именно NO₂ се очерта като най-устойчиво свързан с повишен риск от хоспитализация (Dzhambov и др., 2023a; 2023b; Georgiev и др., 2025). Възнамеряваме да разширим описаните измервания на NO₂, обхващайки и други градове, като при осъществяване на тези планове, бихме разполагали с измервания в около 200 пункта, а това би позволило и по-усъвършенствани методи на числено моделиране, например чрез алгоритми за машинно обучение. Освен това имаме намерение да извършим и трафикопреброяване в измервателните точки, което може да се очаква да подобри представянето на модела в сравнение с използването само на сурогати като разстояние до пътни артерии или дължината им (Ma и др., 2024).

Предвид високата смъртност поради болести на кръвообращението (Eurostat, 2024) и предизвикателствата пред общественото психично здраве в България (Stoyanov & Nakov, 2023), както и предвид относително високите нива на замърсяване на въздуха (спрямо препоръките на СЗО), особено в градове като Пловдив и София (Health Effects Institute, 2022a; 2023), представените тук резултати подчертават обществената значимост на замърсяването на въздуха като рисков фактор за тези *солидни* здравни резултати. Разгледани в цялост, резултатите показват, че продължителна експозицията на по-високи нива на замърсяване на въздуха в Пловдив е асоциирана с повишена вероятност за влошено общо здраве, хипертония, симптоми на тревожност и депресия. NO₂ е свързан по-скоро с влошено самодекларирано общо здраве и психично здраве, докато ФПЧ_{2.5} е асоцииран и с наличие на хипертония. По отношение на диабета има индикации за потенциална връзка с експозицията на O₃. Следва да се

отбележи, че не бива директно да бъдат съпоставяни коефициентите за различните показатели и по тях да се съди за силата на ефекта на замърсителите. Това е така, тъй като за полесна интерпретация асоциациите с различните показатели за замърсяване на въздуха са представени за стъпка на нарастване от $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, но статистическото разпределение на различните показатели варира. За някои от показателите $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ представлява много по-голям дял от ширината на разпределението им в извадката, отколкото за други. Например, междуквартилният интервал на NO_2 -Пловдив е $15.24 \mu\text{g}/\text{m}^3$, на NO_2 -EXPANSE е $4.72 \mu\text{g}/\text{m}^3$, а на $\text{ФПЧ}_{2.5}$ е $3.29 \mu\text{g}/\text{m}^3$, поради което изразен за $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ коефициент OR изглежда малък за NO_2 -Пловдив и много голям за $\text{ФПЧ}_{2.5}$.

Доколкото ни и известно, това е първото проучване в страната, което извежда подобни зависимости между продължителното излагане на замърсители на въздуха и хронични заболявания в популационно-базирана извадка, като отчита и ефекта на потенциално значими замърляващи фактори както на индивидуално ниво, така и агрегирани на ниво пространствена единица. Тези наблюдения са в синхрон със синтетични анализи с високата доказателствена стойност. Обобщавайки голям брой първични проучвания, систематичният обзор с мета-анализ на Qin и др. (2021) показва OR за хипертония 1.10 (95% CI : $1.07, 1.14$) и 1.04 (95% CI : $1.02, 1.07$), съответно, при повишаване на $\text{ФПЧ}_{2.5}$ и ФПЧ_{10} с $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. От друга страна, също както в настоящото проучване, в този мета-анализ NO_2 не е убедително свързан с хипертонията. Нарастване с $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ на $\text{ФПЧ}_{2.5}$ (но не и на ФПЧ_{10}) в друг мета-анализ е свързано с депресия ($OR = 1.10$; 95% CI : $1.02, 1.19$) и тревожност (Braithwaite и др., 2019).

Прави впечатление, че в настоящото проучване не е установена положителна асоциация на замърсяването на въздуха с ИБС и диабет. Напълно е възможно това да се дължи на по-малката мощност на моделите за тези резултати (предвид ниския дял в извадката на участници с тези заболявания), както и на това, че самодекларираната диагноза с ИБС отчита само нефатални случаи на миокардна исхемия и прекарани инциденти, което вероятно отслабва наблюдаваните асоциации. Единствено O_3 има

положителна асоциация с тези резултати, но несигурността около съответните коефициенти в моделите е голяма. От литературата е известно, че продължителната експозиция на O_3 има връзка с вероятността за диабет ($OR = 1.05$; 95% CI : 1.03, 1.08), но данните са хетерогенни (Parasin и др., 2025). Предвид трудностите при разграничаването на ефектите на градиентите на O_3 от тези на NO_2 във вътреградски мащаб (de Hoogh и др., 2018), е интересно че в проучването все пак се наблюдава асоциация, говореща за потенциално увреждащ ефект на O_3 . Възможно е не толкова силната корелация между O_3 и NO_2 в извадката да е спомогнала за подобно разграничаване. Друг важен въпрос обаче е до каква степен средногодишните концентрации на O_3 са добър показател за изследване на хроничното му въздействие върху здравето в град с климата на Пловдив, при който през зимните месеци O_3 едва ли има отражение върху здравето. Беше извън възможностите на настоящото проучване да разгледа сезонната динамика на O_3 .

Резултатите от тестовете на потенциални модификатори на наблюдаваните асоциации позволяват да се направят някои наблюдения относно влиянието на откритите статистически взаимодействия на тези модификатори с показателите за замърсяване на въздуха. Междуполовите различия в някои асоциации биха могли да се обяснят например с разликите между мъжете и жените в честотата на поведенчески рискови фактори и физиологичните различия поради хормоналния им статус и налични кардиометаболитни рискове (Kautzky-Willer и др., 2016; Rajendran и др., 2023). Интересни са и наблюдаваните различия в зависимост от адекватността на доходите на участниците. Докато по отношение на NO_2 високите доходи са свързани с по-силно изразена асоциация с влошеното здраве, то се наблюдава обратната зависимост по отношение на $ФПЧ_{2.5}$. Интерпретацията на тези различия би била ограничена, ако се основава само на устойчивостта спрямо неблагоприятни въздействия, която по-високите доходи предоставят. По-вероятно в случая е различията между тези подгрупи да се дължат на моделите на пространствено разпределение на източниците на NO_2 и $ФПЧ_{2.5}$. Докато в централните градски части на Пловдив, които се характеризират с по-високи социално-икономически показатели, концентрацията на

натоварени пътни артерии е свързана с по-висок NO_2 , то източниците на $\text{ФПЧ}_{2.5}$ са свързани по-скоро с вида на битово отопление. Тъй като изборът на местоживееене често се ръководи от материалното благосъстояние, по принцип се наблюдава корелация между ниските доходи и образование или принадлежността към маргинализирана социална група, от една страна, и по-високите нива на замърсяване, от друга (Најат и др., 2015). Сам по себе си ниският социално-икономически статус създава уязвимост, тъй като е свързан с по-ниска здравна култура и достъп до здравеопазване, по-неблагоприятни модели на хранене и по-често наличие на поведенчески рискови фактори (Feinstein, 1993). Това създава двойно бреме за тези общности. Следва обаче да се има предвид, че подобни пространствени зависимости не се наблюдават винаги и зависят от конкретното населено място и неговото културно-историческо развитие. Възможно е живеещите в централните градски части, макар да са по-заможни, да са изложени на по-високи нива на замърсяване на въздуха от трафика, какъвто е случаят и в настоящото проучване (Джамбов, 2024b; Iungman и др., 2024). Pereira Barboza и др. (2023) например отбелязват, че в Талин и Умеа централните градски части са зони с по-ниски доходи, по-малко зелени пространства и по-високи нива на замърсяване на въздуха и съответно повече атрибутивни смъртни случаи, докато обратното се наблюдава във Версай.

Обзор на проучвания в Югоизточна Европа за връзката на замърсяването на въздуха със здравето е наличен в пространствената библиотека, съставена от Института за здравни ефекти (Health Effects Institute, 2022b). По-голямата част от включените в нея български проучвания касаят представянето на данни от рутинен мониторинг на качеството на въздуха или разработване на модели за обясняване на разпределението на атмосферни замърсители. Извън нашите предходни изследвания в страната (Dzhambov и др., 2023c; 2025) не се намират мащабни епидемиологични проучвания върху представителни извадки, при адекватен контрол за замърляващи фактори, приложени съвременни аналитични методи и оценка на пространствените вариации в експозицията на микрониво (Health Effects Institute, 2022b). Въпреки това, следва да споменем някои по-ярки опити за

изследване на връзката с хронични и остри ефекти върху здравето. Например, в серия от проучвания сред деца, Търновска и др. установяват разлика в заболяемостта и някои сърдечносъдови и белодробни показатели в зависимост от замърсяването на въздуха в района, в който живеят децата, като замърсяването на въздуха е определено косвено по данни от стационарни мониторингови станции. Децата от Димитровград, родени след драстичния спад в нивата на замърсяване на въздуха (ФПЧ, SO₂) след политическата реформа в България през 1989 г., имат по-добри белодробни функции (Turnovska & Marinov, 2009). Ученици от Пловдив пък, изложени на по-висока концентрация на NO₂ в района на училището, имат влошени показатели (Turnovska и др., 2007). От друга страна, излагането на промишлени замърсители на въздуха в ранна възраст не води до наблюдавани съществени разлики в нивата на имуноглобулините при децата от Димитровград, който е силно индустриализиран, спрямо онези от Нова махала (Turnovska и др., 2001). На агрегирани данни за експозицията разчита и проучване, сравняващо възпалителни маркери при младежи от Стара Загора, Чирпан и Казанлък (Dobрева и др., 2015). Нивата на проинфламаторни цитокини всъщност са по-ниски в Стара Загора, отколкото в населените места с по-ниска концентрация на ФПЧ, което авторите считат, че говори за потискане на клетъчно-медиацията на имунитет и изостряне на хуморалния имунен отговор. Отново в Стара Загора, но при възрастни, друго проучване отчита силни корелации между някои показатели за замърсяване на въздуха и сърдечносъдови, дихателни, пикочо-полови и стомашно-чревни заболявания през периода 2009 – 2013 г.; това проучване обаче не стига по-далеч от тестването на корелации между динамиката на осреднените за населеното място концентрации на замърсителите и регистрираните случаи на заболявания (Platikanova & Penkova-Radicheva, 2016). Във Варна е наблюдавана връзка между хоспитализацията поради остър миокарден инфаркт и ФПЧ, в комбинация с други замърсители (Karaslavova и др., 2013). Авторите тестват многомерни модели, включвайки различни рискови фактори и замърсители, което е напредък спрямо двумерните тестове за асоциация в други проучвания. Това проучване също не използва точни данни за

експозицията на отделните участници във Варна и не моделира значими социално-икономически и пространствени замъгляващи фактори, но все пак показва качествено различен аналитичен подход.

Изброените примери, макар и от значение за историческото развитие на тази научна област в България, са ограничени от това, че не определят индивидуалната експозиция на участниците, а ги групират според данните от най-близко разположената мониторингова станция, без да вземат предвид различия по други пространствено-обусловени замъгляващи фактори или да отчитат достатъчна вариация в експозицията. От същите ограничения при определянето на експозицията страдат и проучвания на острите ефекти върху здравето. Сред пациентите с ХОББ в град Плевен, които са били наблюдавани в продължение на една година, е установено, че дневната честота на обострянията корелира със средната концентрация на ФПЧ_{10} през предходните шест дни (Krachunov и др., 2017). По-голямо, многоцентрово проучване в 16 български населени места също проследява пациенти с ХОББ в продължение на една година и потвърждава връзката между повишената концентрация на ФПЧ_{10} и броя на обострянията и продължителността на болничния престой (Doneva и др., 2019). За всички пациенти от даден град е приета една и съща експозиция на замърсителите, осреднена от всички намиращи се в града мониторингови станции на МОСВ/ИАОС. Освен невъзможност за отчитане на вариация в рамките на едни и същи град, този подход е спорен и предвид на различните видове пунктове и териториалния им обхват (фонови, транспортно-ориентирани). И в двете проучвания се разчита на корелационно-базирани анализи, които не отчитат времевата структура на данните или влиянието на замъгляващи фактори като метеорология, времеви трендове и цикличност в автокорелациите на данните, дължащи се, например, на деня от седмицата, в който са отчетни хоспитализациите, или тенденциите в хоспитализациите като функция от хода на времето.

Съвременен подход към статистическото моделиране на времеви серии за смъртност обаче е използвано у нас във връзка с ефекта на екстремните температури в София (Petkova и др., 2021). В няколко мащабни наши проучвания на времеви серии в периода

2009 – 2018 г., проведени по Национална научна програма „Опазване на околната среда и намаляване на риска от неблагоприятни явления и природни бедствия“²⁵, изследвахме риска от ССЗ, респираторни заболявания и диабет в София, Пловдив и Врана. В тях ние също разтичахме на данни от фонові станции на МОСВ/ИАОС, но приложихме напреднали методи за моделиране, отчитайки влиянието на споменатите замърляващи фактори. Сред по-малките деца от София наблюдавахме увеличен риск от хоспитализация поради астма при повишаване на някои замърсители като NO₂, SO₂ и ФПЧ_{2.5} (Dzhambov и др., 2023a). При възрастни по-високите нива на замърсяване на въздуха като цяло също увеличават риска от хоспитализация за ИБС и инсулт, често няколко дни след експозицията и само в определени демографски подгрупи (Dzhambov и др., 2023b). В последствие резултатите за София се повториха, в някои случаи и по-убедително, за Пловдив и Варна (Georgiev и др., 2025). Те не са толкова впечатляващи в глобален план, но представляват значителен напредък в аналитичната парадигма, прилагана в страната. Част от неубедителните резултати можем да припишем, поне частично, на недостатъчно гъстата (за научни цели) мрежа от мониторингови станции на МОСВ/ИАОС, както и на други съображения във връзка с отчитането към Националната здравноосигурителна каса на точните причини за хоспитализация.

Най-близки до възприетия в настоящото проучване епидемиологичен дизайн и начин на определяне на експозицията при адреса на жилището са две наши предходни проучвания (Dzhambov и др., 2023c; Dzhambov и др., 2025). В тях обаче разчитаме на глобалния модел на Larkin и др. (2017) за NO₂ и на разработен въз основа на малък брой измервания модел за София. В първия случай, не установихме асоциация между NO₂ и самодекларирани хронични заболявания, въпреки сравнително голямата извадка от около 4 600 участника (част от която са и

²⁵ ННП „Опазване на околната среда и намаляване на риска от неблагоприятни явления и природни бедствия“. РП.І.5.2 Анализ на здравния статус на населението с цел разкриване на връзките му с въздушната среда и градската въздушна среда (РМС № 577/17.08.2018, Споразумение МОН-БАН № Д01-279/03.12.2021 г.).

участниците в настоящото проучване) (Dzhambov и др., 2025). В другия разгледахме само влошеното здраве (Dzhambov и др., 2023с), като все още предстои да разширим анализите до конкретни заболявания.

На пръв поглед, влошеното общо здраве, измерено чрез единичен въпрос, не изглежда особено интуитивен или клинично значим показател. Неговата предикативна роля по отношение на бъдеща заболяемост и смъртност обаче е много добре проучена (Idler и Benyamini, 1997). Тъй като при отговора на този относително стандартизиран въпрос респондентът несъзнателно влага информация за различни аспекти на физическото и психичното си здраве, той се оказва добър интегрален показател за съвкупността от проявления на здравето и може да допринесе за предсказването на бъдеща смъртност независимо от други източници на биомедицинска информация (DeSalvo и др., 2006). Сравнително малко проучвания са разглеждали асоциацията на замърсяването на въздуха с влошеното общото здраве. Например, наскоро в Германия беше установено, че повишаване на NO_2 с $6.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ е асоциирано с $OR = 1.24$ (95% CI : 0.98, 1.58) за влошено здраве (Liao и др., 2025). Това проучване също има срезов дизайн и използва подобна скала за самодекларирано общо здраве, но участниците са по-възрастни и нивото на изследваните замърсители на въздуха е по-ниско от това в нашата извадка (максималната концентрация на NO_2 е $28.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$). В България има и още едно предходно проучване, разглеждащо същия здравен резултат. То беше проведено в София през 2022 г., като установихме 57% повишена вероятност за влошено здраве при нарастване на NO_2 с $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Dzhambov и др., 2023с). В него NO_2 беше изчислен чрез алгоритъм за машинно обучение, но с по-ограничени входни данни за измерен NO_2 . И двете проучвания подкрепят наличието на устойчива асоциация с влошеното здраве.

Друг принос на настоящото проучване е извеждането на зависимости експозиция – отговор между отделните показатели за замърсяване на въздуха и силното безпокойство. Освен това, чрез медиаторен анализ бяха потвърдени предходни наблюдения (Stenlund и др., 2009; Claeson и др., 2013), че безпокойството може да е един от психофизиологичните пътища, водещи до влошено

общо здраве. Логични са резултатите от медиаторния анализ, че безпокойството опосредства по-голяма част от ефекта на NO₂ върху влошеното здраве при по-ниски концентрации на NO₂, докато при по-високи концентрации е възможно биологични механизми да вземат превес над психологическите и когнитивни механизми. Безпокойството (или още раздразнението, *annoyance*), е много по-задълбочено проучено в областта на биологичните ефекти на шума, като в Международната комисия за биологични ефекти на шума един от работните екипи е изцяло посветен на изучаването на този конструкт (ICBEN, n.d.). Безпокойството от шума е един от основните показатели за негативното въздействие на шума и на него се основава до известна степен нормирането на шума за различни типове земеползване в населените места в Европа; той се използва и при изчисления на тежестта от заболявания (Guski и др., 2017). За разлика от него, изучаването на безпокойството поради замърсяване на въздуха не е до такава степен систематично. В предишни проучвания в страната сме измервали безпокойството сред младежи, но винаги сме третирали тази променлива като медиатор, без да се спираме на извеждането на зависимости с показатели за замърсяване на въздуха, а и няхмахме достъп до моделирани замърсители освен NO₂ (Dzhambov и др., 2018a; 2018b).

3.2. Методология на набиране на данните в проучването

Настоящото проучване представлява стъпка в развитието на епидемиологията на околната среда в България поради няколко основни свои приноса. Първо, паралелно бяха изследвани основни атмосферни замърсители, определени с голяма пространствена резолюция, което позволява изследване на асоциациите им със здравето при фини градиенти в експозицията на жилищата на близко разположени локации на микро ниво. Предходни проучвания или са разчитали на данни с груб пространствен мащаб (например, от мониторингови станции), или са се фокусирали върху конкретен замърсител, включително наши проучвания за ефекта на NO₂ (Dzhambov и др., 2023c; Dzhambov и др., 2025). Освен това беше разработен модел за изчисляване на NO₂, който използва свободно достъпни входни данни и метод, изискващ по-малко ресурси и време, в сравнение с разпространеното у нас дисперсионно моделиране, като при това запазва висока пространствена резолюция. Моделът има добро представяне в сравнение с паневропейските модели от EXPANSE, които бяха използвани за определяне на останалите замърсители. Изработената карта, съдържаща моделираните концентрации на NO₂ за цялата територия на Пловдив, ще бъде достъпна за използване и в бъдещи изследвания.

При съпоставка на социално-демографските характеристики на участниците в настоящото проучване с тези на населението на Пловдив, прави впечатление, че извадката възпроизвежда много добре възрастовата и полова структура на населението, макар да включва по-голям процент на лица със средно образование и по-малко висшисти и лица с основно и по-ниско образование. Друга силна страна на проучването е, че подборът на участниците следва подход за стратификация въз основа на пространствени типологии на зоните около жилищата, което осигурява достатъчно широко разпределение на експозицията на различни замърсители.

В многомерните модели са отчетени потенциално влиятелни замъгляващи фактори както на индивидуално ниво, така и на ниво

жилищен квартал, което само две проучвания в страната са правени до момента, и двете включващи членове на настоящия екип (Dzhambov и др., 2023c; Dzhambov и др., 2025).

Не на последно място, за първи път в България са изведени зависимости между различни замърсители и силното безпокойство, като е тестван опосредствания от безпокойството косвен ефект на замърсителите върху влошеното здраве.

Проучването обаче има и своите ограничения. На първо място, срезовият дизайн формално не позволява да се твърди експлицитна причинно-следствена връзка между наблюдаваните явления, тъй като участниците не са проследени във времето от състояние на здраве до развитие на заболяване. До известна степен беше противодействано на този проблем чрез ретроспективно установяване на експозицията за 2019 г., както и чрез събиране на информация за продължителността на обитаване на настоящото жилище и давността на заболяванията. Това отличава проучването ни от класическия срез дизайн и на практика го превръща в срезово кохортно проучване (Hudson и др., 2005). Тъй под 5% от участниците са се нанесли в настоящото си жилище след 2019 г., може да се твърди, че изчислените показатели за замърсяване на въздуха описват качеството на въздуха по местоживееене за период от време достатъчно дълъг, за да е биологически възможно да се повлияе здравето им. Проект EXPANSE може да предостави данни и за експозицията за период от 20 години назад във времето, но не беше необходимо да се използват тези данни. Силната времева корелация през годините ($r = 0.87$ до 0.96) на изследваните замърсители на дадени координати показва запазени пространствени градиенти в България в периода 2000 – 2019 г., поради което информация за експозицията на участниците, налична дори само за конкретна година, може достатъчно добре да характеризира експозицията им за продължителен период от време (de Hoogh и др., 2025). В допълнение, само за малко част от участниците (под 10%) давността на заболяването им беше по-голяма от тази на обитаване на жилището. С други думи, може да се приеме, че настъпването на заболяването най-вероятно е следвало във времето експозицията на замърсен въздух. Разбира се, не може да се изключи грешка в съобщаването на тази

информация от участниците поради неправилно припомняне на минали събития и позиционирането им във времето. Срезовият дизайн също попречи да се използва наличната в проучването информация за навиците и поведенческите рискове на участниците (освен тютюнопушенето), тъй като те се отнасят само за предходните седмици или месец и съответно по-скоро са резултат от промяна в начина на живот поради заболяванията, отколкото техни детерминанти. Следва да се отбележи, че при медиаторен анализ на данни, събрани в един момент от времето, наличието на косвен ефект не означава непременно наличие на реална медиация (Maxwell & Cole, 2007), а може да се дължи просто на асоциация между, в този случай, между безпокойството и влошеното здраве. Поради това е необходимо в последващи проучвания да се установи до каква степен безпокойството причинява влошаване на здравето и доколко лицата с вече влошено здраве имат по-голяма склонност да се тревожат за качеството на въздуха, който дишат.

Във връзка с големината на извадката, тя не беше малка, но все пак не толкова големият брой случаи с някои заболявания не позволи стратификация на резултатите по повече от един фактор, което попречи на установяване на потенциални уязвими групи. Друго необходимо уточнение касае използването на самодекларирани от участниците заболявания. Такива показатели често се използват в епидемиологичните проучвания, затова редица автори са правили оценка на валидността им спрямо официална медицинска информация. Специфичността на изследваните самодекларирани заболявания (хипертония, диабет и ИБС) по принцип е висока (над 90%), така че фалшиво положителните отговори са малко вероятни (Okura и др., 2004; Oksanen 2010; Schneider и др., 2012). Чувствителността им обаче е по-ниска. За самодекларирания диабет варира приблизително между 60% – 70% (Okura и др., 2004; Schneider и др., 2012), макар според някои автори да достига до 96% (Oksanen и др., 2010). В няколко такива съпоставки чувствителността на хипертонията и коронарната болест на сърцето е около 80% – 90% (Okura и др., 2004; Oksanen и др., 2010). Донякъде окуражаващо е, че чувствителността е по-висока за установяване на болестност на

самодекларираните заболявания (каквато беше измерена тук), отколкото за нова заболяемост (Oksanen и др., 2010).

Независимо от тези наблюдения, при критично разглеждане на валидността на самодекларираните диагнози има две основни съображения – до каква степен отговорите на участниците са искрени и до каква степен участниците са наясно със здравословното си състояние. По отношение на първото, за определени заболявания, които се възприемат за стигматизирани като психичните разстройства (Димитрова, 2025), е вероятно участниците да скрийт наличието на заболяване, дори и да имат поставена диагноза. Отчасти поради тази причина използвахме дихотомизирани скали за симптоми за дефиниране на тревожност и депресия, отколкото наличната информация за самодекларирани психични разстройства. Възможно е и отклонение в отговорите към другата крайност, тоест участниците, на които е известно, че проучването цели да изследва влиянието на качеството на жизнената среда върху здравето, да съобщят по-високи нива на неудовлетворение и безпокойство от замърсяването на въздуха, за да отговорят на възприетите очаквания на изследователския екип. Някои от тях биха могли и да съобщят по-високи нива на безпокойство, ако смятат, че по този начин биха дали основание на институциите да предприемат мерки за подобряване на средата. Все пак, макар и теоретично възможен, подобен вид конформизъм при отговорите едва ли е повлиял съществено резултатите, тъй като въпросникът като цяло нямаше фокус върху определено качество на средата или здравен резултат и вниманието на участниците умишлено не беше насочвано към конкретните цели на настоящото проучване. Не може обаче да се изключи влияние на личностните и демографски характеристики на участниците върху съобщаването на симптоми на заболявания. В опит за преодоляване на това, въпросите в проучването бяха формулирани, така че да реферират само заболявания, с които участниците са били диагностицирани от лекар или за които са им били предписани медикаменти. В някои проучвания от участниците по отделно се събира информация за поставени диагнози и за приемани медикаменти, но в настоящото преценихме, че двете могат да се обединят, тъй като при

предходно изследване в София намерихме много голяма степен на съответствие между дефинираното по двата начина наличие на заболявания (Dzhambov и др., 2023с).

Другият потенциален източник на грешка е по-съществен, а именно доколко участниците са запознати със здравословното си състояние. Учудващо голям дял от случаите на кардиометаболитни заболявания в България остават недиагностицирани. Този проблем съществува и при извличане на информацията от медицинска документация или регистър (ако такъв е достъпен). Трудно е да се направи съпоставка на разпределението на здравните показатели в извадката с тези в генералната съвкупност, но все пак най-близкият източник на сходна информация за самодекларирани хронични заболявания вероятно е третата вълна на Европейско здравно интервю, проведено в България през 2019 г. (НСИ, 2019). По отношение на общото здраве, най-голямата разлика е, че в настоящото проучване има значително по-голям процент на лица с *Много добро* здраве (41.49% спрямо 29.2%). Има относително сходство по отношение на честотата на хипертония (23.22% спрямо 29.7%), ИБС (6.42% спрямо 7%), диабет (5.84% спрямо 6.9%) и депресия (5.24% спрямо 2.7%) (НСИ, 2019). Тези сравнения обаче са условни, тъй като данните от Европейско здравно интервю се отнасят за страната като цяло, а не конкретно за Пловдив, е също така въпросите не инструктират участниците да съобщят само диагностицирани от лекар заболявания и/или прием на медикаменти. От друга страна, в Глобалния доклад за хипертония на СЗО болестността от хипертония в българската популация е изчислена на 45% (World Health Organization, 2023), което означава, че в настоящото проучване тя е силно подценена. Още по-голямо разминаване се разкрива, ако разгледаме резултатите от опортюнистични скрининг кампании на Българската лига по хипертония през 2019 г. (Postadzhiyan и др., 2023) и 2021 г. (Postadzhiyan и др., 2024). Сред почти 4 000 изследвани лица в над 150 пункта из цялата страната, при над 70% е установена хипертония, но 20% – 30% от хипертониците не знаят за състоянието си. Честотата на диабет в извадката също е сходна с данните за България в Атласа за диабет на Международната

федерация на диабета (стандартизирана за възраст честота 7.4%) (International Diabetes Federation, 2025), но картината е по-стряскаща, ако отчетем данни за недиагностицираните случаи в страната. При проведен през 2024 г. многоцентров популационен скрининг сред 936 лица, Borissova и др. (2024) установяват честота на диабета от 16.55%, като около половината от диабетиците не са диагностицирани. Ето защо, наблюдаваните асоциации в настоящото проучване може би подценяват реалната връзка между замърсяването на въздуха и тези резултати. Това е системен проблем и не би бил преодолян с използването на обективна информация за диагностицирани заболявания. Налага се провеждане на скринингови изследвания за целите на бъдещи проучвания, което не беше възможно в настоящото. Би могло, например, да се потърси възможност за събиране на данни за експозицията на лицата, които участват в провеждани рутинни скринингови кампании в страната.

Операционализацията на безпокойството от замърсяването на въздуха е друг въпрос, заслужаващ внимание. Съществен проблем при изучаването му е липсата на стандартизирана скала за измерването му. Някои автори като нас формулират въпроса за безпокойство на аналогия на скалите за безпокойство от шума – „Чувствате ли се обезпокоени от замърсяването на въздуха?“ (Machado и др., 2021) или „Като се замислите за последните шест месеца, доколко сте обезпокоени ...“ (Shepherd и др., 2016), с отговори, давани по сходна с нашата 5-степенна скала. Други автори обаче уточняват конкретен сензорен тригер, за безпокойството от който се пита, като например прах или миризми, а някои реферират източника на замърсяване – автомобилен трафик, ТЕЦ, автобуси и камиони и други (Stenlund и др., 2009). В различните използвани въпроси се различава и зададения контекст, в който се случва експозицията – например, положението на прозорците в жилището (отворени или затворени), дали се визира безпокойство, докато човек са намира във или извън жилището (Klæboe и др., 2008). Времева рамка, за която участникът се приканва да мисли, също варира от, например, последните шест месеца (Shepherd и др., 2016) до последните 48 часа (Klæboe и др., 2008). В нашия случай реферирахме последната

една година в съответствие със скалата за безпокойство от шума. Такива детайли в прилагането на тези психометрични скали имат отражение върху моделите на отговор. Когнитивната оценка за степента на безпокойство се формира въз основа на широк набор от индивидуални особености, нагласи и убеждения. Дори начинът на езикова формулировка на въпроса за безпокойство не е без значение. Например, стандартизирането на скалите за оценка на безпокойство от шума продължава да бъде предмет на задълбочени изследвания (Guski и др., 1999), които установяват, че отговорите на респондентите могат да се повлияят от редица технически атрибути на скалите като реферираната времева рамка, уточнения за положението на прозорците и положението на респондента спрямо източника на замърсяване, сезона (Field, 1993), дори мястото на скалата в рамките на цялостния въпросник и визуалното разположение на опциите за отговор (Brink и др., 2016). От голямо значение е и дефинирането на термина *безпокойство* на конкретния език (Gjestland, 2023). Въпреки че Клæбое и др. (2008) намират последователна и системна силна корелация между отговорите на различни скали и сходство в кривите експозиция – отговор, изведени в няколко различни извадки, в които безпокойството е измерено различно, те все пак отчитат изместване на кривите в зависимост от формулировката на въпроса. При изцяло корелационен анализ това изместване може да не е от такова значение, тъй като интерес представлява стъпката на промяна, а не абсолютната стойност на променливите. При опит за установяване на прагов ефект или изчисляване на въздействието върху общественото здраве въз основа на дихотомизирана дефиниция за силно безпокойство, подобни различия обаче биха допринесли съществена грешка. Допълнително съображение е как точно да бъде дефинирано като дихотомен показател *силното* безпокойство (Brink и др., 2019). Поради това са необходими усилия за хармонизиране и утвърждаване на стандартна скала за безпокойство, която да позволи обобщаването на изведените зависимости. Следва да се има предвид и че реакцията на безпокойство по принцип е повлияна от несвързани със самата експозиция фактори като познания по темата, възприет риск, очаквани последици, възприета способност за въздействие и други

личностни аспекти (Machado и др., 2021). Често има и голяма степен на препокриване между безпокойството от различни фактори като шум и замърсяване на въздуха. Поради това, някои автори считат, че съществува относително хомогенен конструкт на безпокойство от факторите на средата (environmental annoyance) (O'iamo и др., 2015; Shepherd и др., 2016).

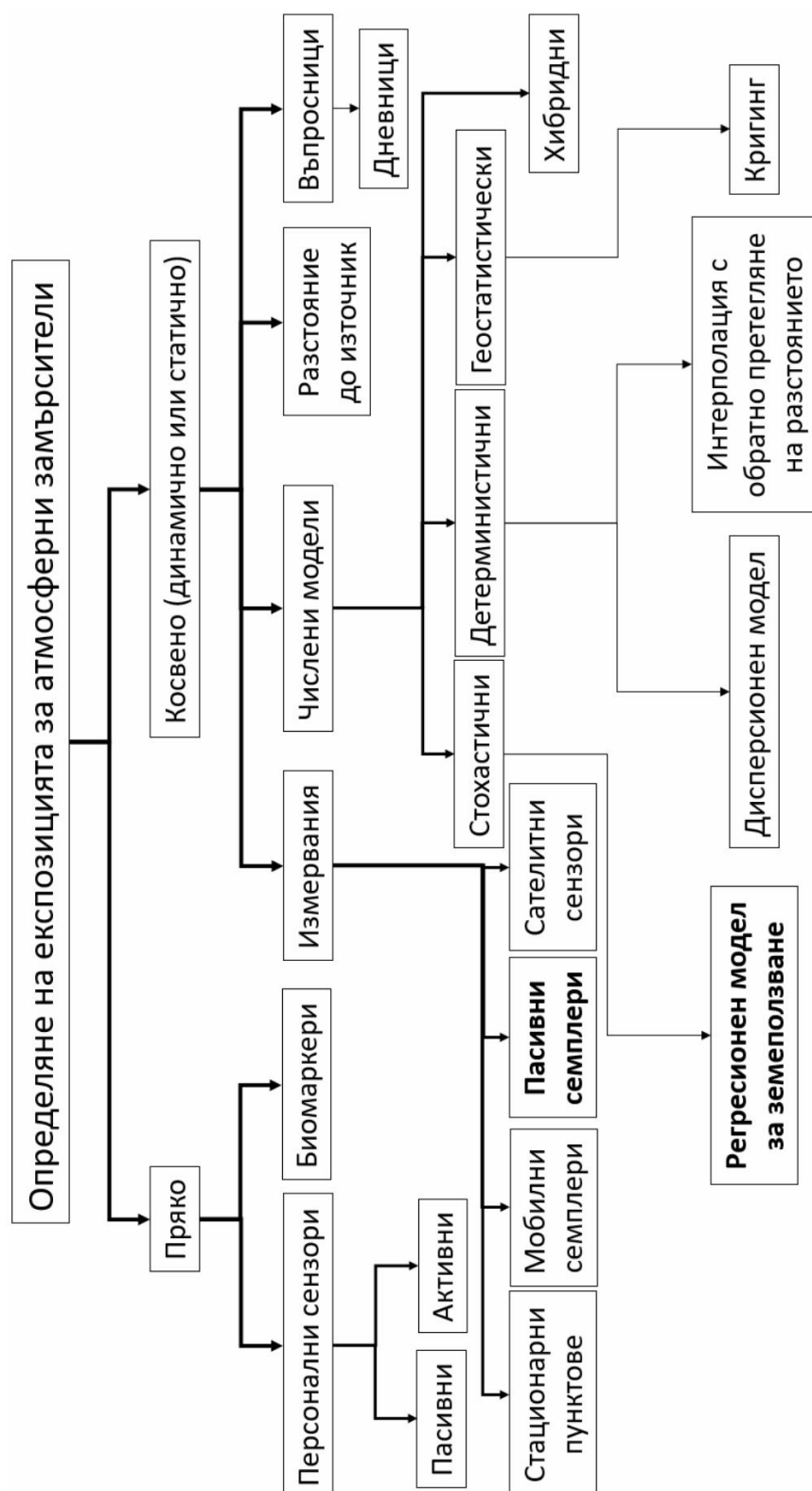
Поради стратифицирания подбор на участниците в проучването, целящ да осигури достатъчна вариация в нивата на експозиция и достатъчно ниско и високо експонирани лица, извадката не възпроизвежда непременно структурата на експозицията на населението. Освен това, експозицията на участниците беше определена при координатите на жилището им, което е най-разпространеният подход в подобни епидемиологични проучвания. Това обаче е само сурогат за *истинската* индивидуална експозиция и разчита на силни допускания, като това, че замърсителите от външната среда проникват еднакво в различните жилища, че участниците прекарват достатъчно време в жилищата си, както и че основно замърсяването на въздуха при жилището е това, което оказва въздействие върху здравето. Например, в едно проучване е установено, че експозицията по време на придвижване в ежедневието обяснява 24% от експозицията на NO₂ (de Nazelle и др., 2013). Setton и др. (2011) пък правят сравнение на данни за експозицията само при жилището на участниците спрямо динамично определена експозиция в различните среди, през които се придвижват; резултатите показват, че в зависимост от контекста и времето далеч от жилището ефектът на замърсяването може да бъде подценен с до почти 40%, ако се отчита само експозицията при жилището. По отношение на проникването на замърсителите в жилищата, има правени опити за корекция на изчисленията при фасадата на сградата концентрации чрез умножаване по инфилтрационен фактор за дадения замърсител (напр., 0.5 за NO₂ и ФПЧ₁₀, 0.6 за ФПЧ_{2.5}, 0.25 за O₃), който на свой ред може да се изведе от сравнителни проучвания на външни и вътрежилищни концентрации (Wei и др., 2025). Подобна корекция, разбира се, дава само приближение за вътрежилищната експозиция, не отчита вътрежилищните източници на замърсителите и на практика

оказва отражение върху резултатите само от анализи на прагови ефекти, но не и при изразяване на ефекта на замърсителите за линейна стъпка на нарастване. В нашето проучване, както в повечето епидемиологични проучвания, изучаващи пространствената вариация на замърсяването на въздуха, беше извън възможностите ни да измерим директно състава на вдишания въздух или да проследим движенията на участниците из различни микросреди в ежедневието им, за да моделираме експозицията им динамично. Приема се, че грешката, дължаща се на тази така наречена погрешна класификация на експозицията, е недиференциална, тоест не допринася за фалшиво положителни асоциации, а напротив, прави резултатите консервативни; но и това правило си има изключения (Whitcomb и др., 2020).

3.3. Подходи за определяне на експозицията

Беше представено разработването и последващото свързване със здравни показатели на модел за пространствената вариация в NO₂, основан на регресионен модел за земеползване. Този подход към моделирането на атмосферни замърсители има редица предимства пред алтернативни методи, поради което е и най-често използваният в подобни епидемиологични проучвания (Ma и др., 2024). В последните години навлиза и при моделирането на транспортния шум (Helbich и др., 2025). От една страна, този метод е относително евтин и изисква по-малко ресурси (труд, изчислителна мощност, предварително зададени параметри), в сравнение с конкурентни методи като дисперсионното моделиране (Nieuwenhuijsen & Brunekreef, 2023). От друга страна, в среда, в която няма твърде сложни отношения между характеристиките на физическата среда и разпределението на замърсителя, той има добра обясняваща способност и приемлива точност на изчисленията (Ma и др., 2024). Нека обаче разгледаме по-подборно алтернативните подходи, за да определим предимствата и недостатъците на разработения модел.

Преди да се коментират различни методи за моделиране, следва да имаме подвид, че определянето на експозицията на дадено лице може да стане и пряко (така нареченото, *ориентирано към човека* определяне на експозицията), без да е необходимо използването на числени модели, тъй като експозицията бива измерена пряко. При косвено определяне на експозицията (*ориентирано към дадено място* определяне на експозицията) често се налага последната да бъде изчислена, колкото е възможно по-точно (Committee on Environmental Epidemiology, National Research Council, 1997, с. 34) (Фигура 35).



Фигура 35. Класификация на подходите за определяне на експозицията на замърсители на въздуха в епидемиологични проучвания

Забележка: По Committee on Environmental Epidemiology, National Research Council (1997, с. 34), Jerrett (2005), Azmi (2023) и Nieuwenhuijsen & Brunekreef (2023).

Ако за критерий за определена без измервателна грешка експозиция на даден замърсител приемем дозата, постъпила в организма, то най-пряк измерител биха били биомаркерите за експозиция в организма. Такива биомаркери могат да са самото вещество, съдържащо се във вдишания въздух, негови метаболити или продукти, образувани в организма поради постъпването му. Този подход обаче е с много ограничено приложение, поставя етични и други предизвикателства и дава информация само за краткосрочно или непосредствено предхождащо измерването излагане на веществото (Nieuwenhuijsen & Brunekreef, 2023). Друг по-приложим подход за пряко определяне на експозицията е измерване на веществото в дихателната зона на човек. Това може да стане с персонален преносим сензор като дозиметър, гривна, свързан със смартфон електрохимичен сензор и други, като през зададен интервал от време уредът взема проба въздух или измерва състава на въздуха в дихателната зона; в последствие данните могат да бъдат осреднени за желанния период от време (Bernasconi и др., 2022). Напоследък подобни преносими устройства все по-често се използват при индивидуалното определяне на експозицията на замърсен въздух и други фактори на средата (Bernasconi и др., 2022). Недостатък на този метод е, че е значително по-скъп, времеемък, изисква технически познания и съвместно поведение от страна на изследваното лице, за да бъдат валидни измерванията. Освен това, преносимите сензори често са неудобни за носене и ограничаващи обичайните дейности или не са толкова точни (Wako и др., 2025). Това означава, че те най-често не могат да бъдат приложени за особено голяма изследвана група, нито пък за особено дълъг период от време (Chaix и др., 2013), поради което в мащабни епидемиологични проучвания се използват основно за валидация на индиректно определена експозиция чрез други по-машабируеми методи (Nieuwenhuijsen & Brunekreef, 2023). За много от хроничните заболявания с продължителна патогенеза обаче е необходимо да разполагаме с данни за експозицията на участниците в рамките на години преди възникването на увреждането, а краткосрочното измерване в рамките на няколко дни или седмици може да не е представително за такъв дълъг период. Освен това, за голяма кохорта не би могло

достоверно ретроспективно да се определи експлозията освен ако не се разчита на сложни симулации. Наистина, съществуват усъвършенствани методи, които интегрират различни източници на информация като динамично наблюдение за кратък интервал от време, дневници за обичайното поведение и числови модели за различните микросреди, в които се пребивава (Cole-Hunter и др., 2018), дори информация за дихателния вентилационен обем на човек според нивото на физическата му активност (Song и др., 2021). Въз основа на тази информация може да се симулира кумулативната експозиция в продължение на живота на човек, но тези методи далеч не са широко приложими към момента (cf. Rutter и др., 2011; Kuehnel и др., 2021).

При косвените подходи за определяне на експозицията се прави допускането, че концентрацията на даден замърсител в определена среда или точка от пространството, в която се намира човек, е достатъчно добър сурогат за неговата реална експозиция. В този случай е далеч по-лесно да бъде определена експозицията на голяма група хора, включително ретроспективно при достъп единствено до информация за местата, на които са се намирали обичайно или за достатъчно продължителни интервали от време. Тъй като в административни кохорти и при вторичен анализ на данни могат да бъдат получени данни за жилищния адрес или район, почти всички мащабни епидемиологични проучвания за замърсяването на въздуха в околната среда определят експозицията при жилището. Приема се, че това дава достатъчна информация за експозицията на човек през по-голямата част времето. Не може да се отрече обаче, че този подход понякога се свързва със значителни отклонения, които най-често водят до подценяване на наблюдавания ефект върху здравето (Setton и др., 2011; de Nazelle и др., 2013). Въпреки несигурността на такова допускане, именно на резултатите от подобни проучвания са базирани повечето ни познания за хроничните ефекти на замърсяването на въздуха върху здравето, както и впрочем насоките на СЗО за приемливите прагове на замърсителите (World Health Organization, 2021). Възможни мерки за смекчаване на грешките в определянето на експозицията биха могли да са активното отчитане от участниците в проучването на местата, в

които се намират, времето за престой и начина и пътя на придвижване между обичайните места в ежедневието, което да позволи изчисляване на времево-претеглена експозиция, тоест кумулативна експозиция за даден период от време (Cole-Hunter и др., 2018). В този случай обаче отново трудно бихме могли ретроспективно да съберем информация за обичайните модели на придвижване и пребиваване много назад във времето. Степента на погрешна класификация на експозиция зависи много от модела на поведение и придвижване на изследваните лица. Например, за възрастни хора, които прекарват основната част от ежедневието си у дома, грешката при отчитане само на експозицията при жилището им ще е много по-малка, отколкото за активно придвижващите се лица, прекарващи много време в други микросреди далеч от дома (Marquet и др., 2023). В проучване в Сан Диего Letellier и др. (2022) наблюдават различия в изчислената експозиция и на етнически принцип. Те намират, че участниците от латиноамерикански произход изглежда имат по-висока експозиция на $\text{ФПЧ}_{2.5}$, ако последната се изчислява само при жилището, но тъкмо обратното се наблюдава, ако $\text{ФПЧ}_{2.5}$ се изчисли, вземайки предвид придвижването им в ежедневието. Различията може да се обяснят с различното време, прекарвано от хората с различен етнос в близост до дома (Letellier и др., 2022).

Все по-често прилаган подход за динамична оценка на експозицията на участниците, макар и в малки извадки и за кратки интервали от време, е използването на GPS проследяване. Немалко попроучвания вече са прилагали този подход и са съпоставяли динамично определената чрез него експозиция (за различни средови фактори) с експозицията, определена само при жилището. На практика, проследяването може да се извърши със сравнително малка инвестиция на финансови ресурси, тъй като дори вградените GPS устройства в личните смартфони на участниците могат да се използва за събиране на данни за местоположението в периода на проследяване. В други случаи на участниците могат временно да бъдат раздадени, или да останат за тях като инсентиви, нисък клас устройства с GPS. Теоретично е възможно мобилните компании да предоставят информация за устройствата на голяма част от популацията, но това на практика би нарушило редица етични и

правни принципи, поради което не се пристъпва към събиране или използване на GPS данни без изричното съгласие на участниците (Helbich, 2018). Друго важно съображение е огромният масив от данни, който генерира проследяването с GPS дори и на няколкостотин души в продължение на седмица. Принципът на анализ може да се опише така: от устройството се записва местоположението през определен интервал от време (като би могло да се програмира отчитането временно да спира, ако устройство не се придвижва, за да се намали размерът на записа [Wei и др., 2025]); изчислява се експозицията за записаните координати на всяка точка от ежедневния път на придвижване; вземайки предвид времето, прекарано в нея, се изчислява времево-претеглена експозиция за целия период. Така най-общо се отчитат пространствено-времените траектории на движение на участниците (Helbich, 2018). Споменахме, че проучванията с GPS проследяване са ограничени по време обхват и не е ясно доколко представителна информация дават за дълготрайната експозиция на проследяваните лица. Въпреки това, в опит за преодоляване на тази несигурност, Wei и др. (2025) разглеждат корелациите на краткосрочно и дългосрочно измерена експозиция на основните атмосферни замърсители сред 428 лица, съответно чрез GPS-проследяване за 14 дни и за няколко месеца. Авторите намират силни корелации между експозицията за двата периода (> 0.85), когато се използва едно и също устройство за проследяване, като заключават, че проследяване за поне 7 до 14 дни може да даде добра представа за обичайното ежедневно придвижване на хората и да позволи динамично определяне на дълготрайната им експозиция на средногодишни концентрации на замърсители, определени чрез налични моделирани концентрации за съответната територия (Wei и др., 2025).

Възможни са и хибридни подходи, при които да се съчетаят статично определяне на експозицията в местата на най-продължително местонахождение, отчитане на обичайната мобилност и пътища на придвижване чрез дневници в подгрупа участници, а след това тази информация да се използва за валидиране метода за статично определяне на експозицията, преди той да се приложи, като по-практичен, към цялата група

наблюдавани лица (Nieuwenhuijsen & Brunekreef, 2023). Като цяло, резултатите от проучвания, използвайки определяне на експозицията при определена фиксирана локация, са по-интуитивно разбираеми и приложими при пространственото планиране на градската среда, докато динамичното определяне на експозицията дава по-ценна информация за фундаменталните механизми на въздействие на замърсяването върху здравето и насоки за индивидуална превенция.

Един от възможните източници на информация за определяне на експозицията на определено място е да се проведат реални измервания (Azmi и др., 2023). Би могло, например, да се разчита на данни от стационарни автоматизирани станции за мониторинг на качеството на въздуха, които най-често са част от националната или общинска мрежа за мониторинг. Това е широко използван подход от българските автори и все още се ползва и в други държави. Например, проучване в една от провинциите на Китай използва осреднени за тригодишен период концентрации за замърсители, измерени по спектрофотометрични методи в 11 фонове станции за мониторинг на въздуха; след това към адреса на жилището на съответния участник в проучването се присъединяват концентрациите, измерени в най-близката станция, при средно разстояние до жилището до 1 km (Yang и др., 2018). В конкретното проучване това не позволява да са установят различия в експозицията на близо разположени адреси на жилища, попадащи в обхвата на една и съща най-близка станция. Този подход обаче може да е много точен и информативен, ако е налична информация от гъсто разположена мрежа от много на брой станции в непосредствена близост до жилищата на участниците (или другите места, представляващи интерес) и ако вариацията в измерените концентрации е достатъчна за разкриване на статистически асоциации със съответните здравни резултати. Проблемът обаче е, че тези условия рядко са изпълнени на практика. При сравнение на отчетените концентрации на ФПЧ_{10} и NO_2 в най-близката до дома станция за мониторинг на качеството на въздуха с изчислени концентрации на тези замърсители чрез различни модели, Selliet и др. (2014) установяват, че корелациите варират съществено според сравняваните модели и че в

зависимост от метода за определяне на експозицията на участниците в проучването им има съществени вариации в регистрираните ефекти на NO₂ върху здравето. При провеждане на проучвания в България, където гъстотата на фоновите мониторингови станции е много ниска, а населените места са сравнително компактни, е много трудно ефективното изолиране на замърляващи фактори от градска среда и разкриването на малки пространствени вариации в ефекта на замърсителите в рамките на дадено населено място. Като алтернатива на станциите на МОСВ/ИАОС в София биха могли да се използват данни от инсталираните в края на 2019 г. от Столична община 22 геолокирани сензорни станции за мониторинг на качеството на въздуха, но тяхното разположение също не е оптимално за целите на численото моделиране. Освен това, независим одит на тези общински станции за мониторинг установи, че данните са ненадеждни за ФПЧ₁₀, ФПЧ_{2.5} и NO₂ (Столична Община, 2025).

Освен на съществуващите станции, би могло да се разчита на станции, специално разположени за проучването, но това би изисквало много ресурси и времевият обхват на измервателната кампания вероятно би бил кратък. Освен чрез стационарни пунктове, биха могли да се проведат и измервателни кампании с мобилни устройства, монтирани върху автомобил или колело, с които да се обхванат голям брой близки една до друга точки в района на провеждане на изследването; тези измервания обаче също биха били ограничени във времето (Azmi и др., 2023). Пасивните семплери (пробонабиратели) като използваните в настоящото проучване също имат своите ограничения – чувствителност на метеорологични условия (вятър, влажност) и приложимост за набиране само на газови замърсители, както и по-ниска степен на прецизност спрямо измерванията от сензори от висок клас (Neal и др., 2019). Независимо от това, дифузионните тръби са икономични, сравнително по-лесни за употреба и позволяват събиране на данни от по-голям брой точки за продължителен период от време (Azmi и др., 2023). Затова те се считат за подходящо решение за събиране на входни данни за създаване на модели за NO₂ (Ma и др., 2024). Като разглеждат алтернативни модели за определяне на NO₂, Munir и др. (2020)

намират че моделът, създаден да изчислява NO_2 въз основа на измервания от дифузионни тръби, има по-добри характеристики от модела, за създаването на който са използвани измервания от друг вид нисък клас сензори.

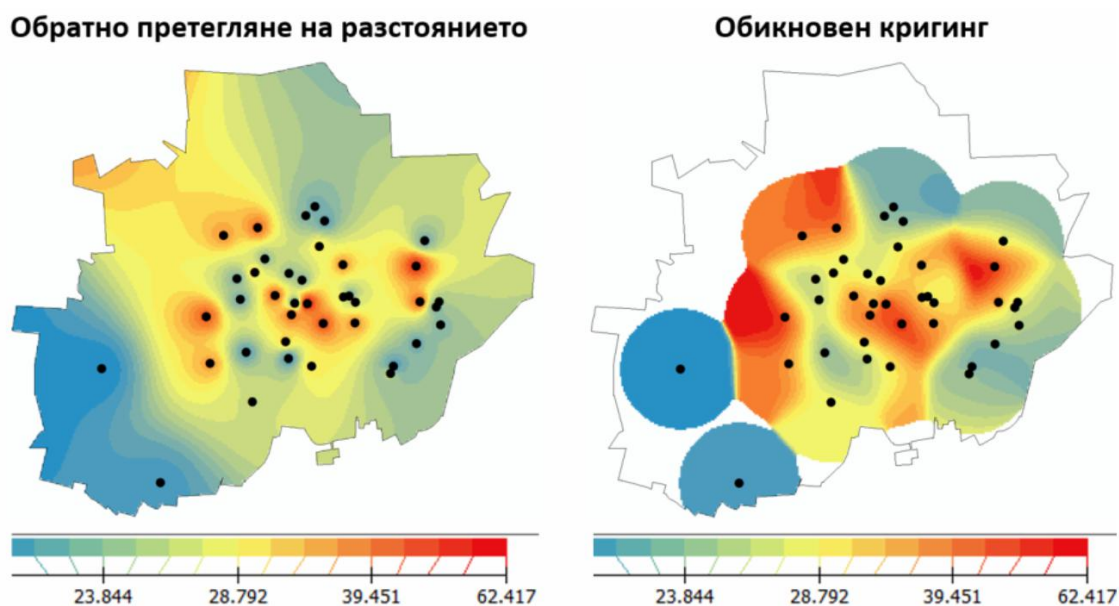
Друг принципно различен метод за измерване на замърсителите е основан на спектрален анализ на спътникови изображения. При него замърсителят не се измерва директно при земната повърхност, а се отчита наличието му в атмосферен стълб (Kim и др., 2024). Чрез обработка с математически модели, получените от специализирани сензори изображения в различни спектрални ленти могат да се използват за извличане на концентрациите на дадения атмосферен замърсител. Дистанционните изследвания на атмосферния състав обаче имат ниска пространствената резолюция (например, $3 \times 7.5 \text{ km}$ за сензора TROPospheric Monitoring Instrument, монтиран на спътника Copernicus Sentinel-5 Precursor [The European Space Agency, 2019]). Те най-често се използват или при глобален мониторинг на разпределение на замърсителите на големи територии, или като входни данни в комбинация с наземни измервания за създаване на числени модели за съответните замърсители (Liu и др., 2022a; Zhou и др., 2023a). Измерените концентрации на замърсителя след това могат да се присъединят към координатите на местата, в които искаме да определим експозицията.

Ако по някаква причина не е възможно да се извършат измервания, като сурогат може да се използва разстоянието до източника на замърсяване. Например, има добре известна зависимост между разстоянието до пътното платно и спада на съдържащите се в емисиите от трафика замърсители (Karner и др., 2010). Разстоянието до източника е лесен за измерване показател и като цяло корелира силно с определени замърсители като например NO_2 , поради което неслучайно и е един от основните предиктори на NO_2 в регресионните модели за земеползване (Ma и др., 2024). Разстоянието обаче е неспецифичен показател и не дава информация за конкретни замърсители, нито позволява да се разграничат ефектите на въздушното замърсяване от съседно разположени пътища или от генерирания от трафика шум (Jerrett и

др., 2005; Nieuwenhuijsen & Brunekreef, 2023). Все още се срещат такива проучвания, макар и по-рядко.

При вече избран подход за определяне на експозицията и ако е преценено, че ще се разчита на изчислени чрез модел, а не на измерени директно концентрации на замърсителя, следва да се избере метод на моделиране. Измерените концентрации на замърсителя в малък на брой представителни точки могат да послужат като входни данни за създаване на такъв числен модел или за неговото валидиране и калибриране. Една важна група са детерминистичните модели, които могат да изведат изчислена концентрация на замърсителя въз основа на математически формули и правила. Един такъв разпространен метод е пространствена интерполация, при която се изчисляват концентрации на замърсителя за дадена територия от множество точки с измерени концентрации и известни координати. Интерполацията може да е основана на геометрични или математически методи. Например, при *интерполация с обратно претегляне на разстоянието* (Inverse Distance Weighting) се изчисляват стойностите в точки с неизвестни концентрации на замърсителя въз основа на осредняване на стойностите на околните точки с известни концентрации, като по-близките точки с измервания имат по-голямо влияние върху изчислената осреднена стойност (Jerrett и др., 2005). По-усъвършенстван метод е *кригинг* (kriging), при който се извършват геостатистически изчисления, основани на пространствените зависимости между измерените концентрации. Въз основа на пространственото разположение и корелацията между стойностите в измервателните точки се интерполират стойности в пространственото поле, като измерените стойности, които са по-близо разположени до точката, за която се прави интерполацията, получават по-голямо тегло, като се взема предвид и групирането на близки точки, при което теглото на всяка точка са намалява (Columbia University Irving Medical Center, n.d.). Този метод обяснява добре разпределението на замърсителя в пространството при наличие на гъсто разположена мрежа от точки, в които са измерени концентрациите му. В противен случай резолюцията на изходните изчисления и способността за разграничаване на концентрациите в близко

разположени точки спадат съществено. Кригинг може да се използва и за интерполиране на остатъците от измервания във фонов мониторингови станции, в опит за обясняване на остатъчната вариация при разработването на регресионни модели за земеползване (de Hoogh и др., 2018). Възможно е и извършването на кригинг върху няколко слоя с данни (ко-кригинг), при което обяснителната способност на модела може да се повиши (Nieuwenhuijsen & Brunekreef, 2023). Фигура 36 показва как би изглеждала картата за NO_2 в Пловдив, ако се генерирана чрез интерполация с обратно претегляне на разстоянието или интерполация с обикновен кригинг на измерените концентрации на NO_2 . Видно е, че резултатите могат да са твърде различни и с ниско ниво на детайлност поради малкия брой измервателни пунктове.



Фигура 36. Визуализации на изчислените концентрации на NO_2 в град Пловдив чрез интерполация чрез обратно претегляне на разстоянието и обикновен кригинг (с изглаждаща функция)

Някои детерминистични методи се основават на теоретично известните характеристики на източниците на замърсяване, емитираните от тях вещества и принципите на постъпването и разпространението на замърсителите в атмосферата.

Дисперсионното моделиране, за разлика от стохастичните регресионни модели, които се основават на статистически изчисления, разчита на задаване на известни или очаквани физични и химични механизми, определящи отделянето, разпространението и задържането на замърсителите в средата. То изисква много детайлна информация относно местоположението на източниците на замърсяване, условията на отделяне на емисиите, емисионни фактори, заобикаляща среда, метеорологични условия и атмосферни процеси, топография на района и други. При изчерпателни и точни входни данни, на изхода тези модели могат да генерират прецизни изчислени концентрации, но времето и изчислителният ресурс, необходими за получаване на непрекъсната повърхнина за цяло населено място с висока пространствена резолюция, са значителни, в сравнение с регресионните модели за земеползване. Поради това, дисперсионните модели обикновено се използват за оценка на вариацията на замърсителя на по-големи територии или с по-ниска пространствена резолюция (например, 1 x 1 km) (Jerrett и др., 2005; Nieuwenhuijsen & Brunekreef, 2023). Те традиционно се разработват от българските учени, когато фокусът на изследване е екологичен мониторинг и оценка на разпределението на замърсителя в населените места за регулаторни и отчетни цели или с оглед симулиране на сценарии за развитието на населените места. Някои примери за български резултати в тази област са серия от анализи на колеги, които работят за подобряване на резултатите на модела ADMS-Urban за ФПЧ и NO_x в София, чрез прилагане на входни функции и връзки, получени от местни наблюдения (Dimitrova & Velizarova, 2021; Velizarova и др., 2024). В ограничен мащаб, Takuchev и др. (2014) пък използват стандартен софтуер за дисперсионно моделиране за оценка на замърсяването на въздуха от транспорта в транспортния тунел на булевард „Цар Борис III Обединител“ в Пловдив. Разработването на дисперсионни модели в страната е насочено и към приложение в областта на контрола и управлението на качеството на въздуха, включително и при разработването на общински програми (Община Пловдив, 2025). Тези модели обаче не са оптимални за изследване на здравните ефекти на замърсяването на въздуха. За

момента, разработеният в настоящото проучване модел за NO_2 в Пловдив и моделите по проект EXPANSE изглеждат разумна алтернатива при провеждане на епидемиологични проучвания в България. В рамките на проект „Разработване на методология за оценка качеството на въздуха и влиянието му върху човешкото здраве в градска среда“²⁶ е планирано пилотно да бъде тествана приложимостта в София на изчислени чрез дисперсионен модел замърсители за целите на епидемиологично проучване подобно на настоящото. Това обаче не е лесна задача, тъй като съществуват редица специфики, когато един модел цели определянето на експозицията на участниците в такова проучване с оглед извеждане на зависимости експозиция – отговор.

Тъй като и дисперсионното, и регресионното моделиране се използват за разкриване на въздействието на замърсяването на въздуха върху здравето, различни автори са провеждали сравнения между тези два подхода. В едно от първите такива изследвания, Syrgys и др. (2005) намират умерено силни корелации и близки абсолютни концентрации, изчислени от двата модела – NO_2 корелацията е 0.83, а за $\text{ФПЧ}_{2.5}$ е 0.79. Въпреки това, при дисперсионното моделиране се наблюдава надценяване на реално измерените нива на замърсяване. В мащабно сравнение в различни географски области, de Hoogh и др. (2014) намират умерено силна корелация (0.75) между NO_2 , изчислен с регресионен модел за земеползване и с дисперсионен модел, докато за $\text{ФПЧ}_{2.5}$ и ФПЧ_{10} корелациите между изчисленията от двата вида модели са по-слаби (< 0.4). Други автори също установяват умерено силни корелации между моделираните с различни методи NO_2 и черен въглерод (0.72 – 0.83) и по-слаби корелации за $\text{ФПЧ}_{2.5}$ (Klompaker и др., 2021). Освен това, Klompaker и др. (2021). сравняват ефекта на замърсителите, изчислени по различни методи, върху смъртността в извадка от 10.5 милиона души. Резултатите показват, че ефектът (изчислен като съотношение на опасност) е по-малък по размер при използване на NO_2 от

²⁶ № КП-06-ПН54/12, Конкурс за финансиране на фундаментални научни изследвания – 2021 год., МОН - Фонд „Научни изследвания”.

регресионен модел за земеползване, отколкото от дисперсионен или хибриден модел (Klompaker и др., 2021).

Важно е да се отбележи, че предиктивно уравнение, изведено от регресионен модел за земеползване, не може направо да се приложи без промени към населени места, различни от онова, за което е бил разработен моделът, тъй като подобна екстраполация води до спад в точността на изчисленията (Allen и др., 2011; Wang и др., 2014; Zalzal и др., 2019). В продължение на години благородно можехме да завиждаме на западноевропейските учени за достъпа им до регресионни модели за земеползване, създадени по проект ESCAPE (CORDIS - EU research results, 2010), които се превърнаха в изключително ценен инструмент за развитието на епидемиологичните изследвания в тази област. Те обаче не бяха приложими към българските градове. ESCAPE разработи специфични модели за изчисляване на NO_2 в 36 (Beelen и др., 2013) и на ФПЧ в 20 западноевропейски града (Eeftens и др., 2012). Те са използвани за вторични анализи на връзката на замърсяването на въздуха с редица здравни резултати в 22 кохорти. ESCAPE стана двигател не само за редица пряко произлизащи от проекта публикувани проучвания (~ 25) (Lipfert, 2017), но и за редица други, които са използвали разработените модели за NO_2 и ФПЧ за анализ на връзката им със здравето (Azmi и др., 2023). В мащабната Биобанка на Обединеното кралство (UK Biobank), най-изчерпателната и най-широко използваната биомедицинска база данни в областта на епидемиологията на околната среда, експозицията на участниците на замърсители на въздуха е изчислена чрез моделите от ESCAPE (UK Biobank, 2014). Атина и Хераклион обаче са единствените градове в нашия регион от Европа, включени в покритието на разработените модели. Разработените в последствие карти на вариацията на NO_2 и ФПЧ₁₀ по методиката на ESCAPE, с данни от мониторинговите станции в мрежата на EuroAirnet като резултативна променлива, също обхващат само Западна Европа (Vienneau и др., 2013). Както и в нашето проучване, в почти всички градове броят точки с проведени измервания на NO_2 е около 40, въпреки, че някои от градовете в ESCAPE са далеч по-големи по територия от Пловдив. Най-високият крос-валидационен R^2 коефициент измежду

моделите за различните градове е 0.87, като за повечето е по-нисък (Beelen и др., 2013). Всъщност, нашият модел се представя много добре, като се има предвид, че не използва информация за трафикопотока като предиктор, а само за пътната инфраструктура.

Проект ELAPSE (Effects of Low-Level Air Pollution: A Study in Europe) е своеобразно продължение на ESCAPE, като в него се изследват последиците за здравето при ниски нива на замърсяване на въздуха в рамките на избрани кохорти от ESCAPE, като за целта са разработени модели за основните замърсители, основани на комбинация от регресионни и дисперсионни модели за земеползването, данни от рутинен мониторинг и сателитни наблюдения. Моделите имат $R^2 = 0.72$ за $\text{ФПЧ}_{2.5}$ и 0.59 за NO_2 , като изчисленията отново са налични само за Западна Европа (de Hoogh и др., 2018).

Първите здравни проучвания, в които използвахме данни за моделирани атмосферни замърсители, разчитаха на карти, получени чрез дисперсионно моделиране, не за научни цели, респективно с ниска резолюция и при това недостъпни за нас в ГИС формат (Dzhambov и Dimitrova, 2016). Ето защо, щом стана достъпен глобалният модел за NO_2 , разработен в Пространствената здравна лаборатория към Колежа по здравеопазване на Щатския университет на Орегон, това даде тласък на изследователската ни дейност, позволявайки по-точно определяне на експозицията на участниците в проучвания ни (например, Dzhambov и др. [2018a]). Моделът на Larkin и др. (2017) беше свободно достъпен под формата на регресионни уравнения, както и като растерна карта (резолюция 100 x 100 m) за NO_2 (в ppb) за 2011 г. Този модел е разработен, използвайки измервания от над 5 000 мониторингови станции, послужили за зависима променлива в регресионния модел. Обясняващата способност на модела за глобалната вариация на NO_2 варира от $R^2 = 0.42$ до 0.67, в зависимост от континента (Larkin и др., 2017). Този модел обаче стана по-малко приложим с течение на времето, а и независимо, че създадената карта е представена с приемлива пространствена резолюция, истинската резолюция на входните данни е по-ниска. Наскоро същият екип разшири и осъвремени глобалния си модел с измервания в над 8 000 станции, като сега

той е наличен с резолюция 50 x 50 m и за различни времеви интервали – за дневни, месечни и годишна периоди, от 2005 т. до 2019 г. Коефициентът за детерминация е 0.63 за глобалните средногодишни концентрации на NO₂, като за Европа R^2 е 0.56 (Larkin и др., 2023). Изчисленият NO₂ от този модел използвахме в наскорошно проучване, докато все още не бяхме разработили своя модел за Пловдив и нямахме достъп до данните от EXPANSE (Dzhambov и др., 2025).

Изчисленията концентрации на NO₂ за територията на Пловдив от последния модел на Larkin и др. (2023) в голяма степен съответстват на онези, получени от модела на EXPANSE, който използвахме тук. Концентрациите на NO₂ при жилищата на участниците в проучването са силно корелирани между двата модела ($\rho > 0.80$ в извадката ни), но предимство на EXPANSE е, че дава информация и за останалите замърсители, които до момента не сме имали възможност да изследваме. Въпреки че екипът ни планира да разшири кампанията за измерване на NO₂, за момента е извън възможностите ни да проведем такава за пробонабиране на ФПЧ. Поради това, данните от EXPANSE ще са много полезни на изследователите от страната, докато не бъдат разработени подходящи за епидемиологични проучвания местни модели. Освен това, моделите от EXPANSE усъвършенстват предходни съществуващи модели, подобно на тези от ESCAPE, като интегрират пространствено-вариращи взаимовръзки посредством географски-претеглена регресия (Shen и др., 2022). Въпреки че EXPANSE е разработил и модели за NO₂ на ежемесечна база през последните 20 години (Shen и др., 2024), за момента все още не сме използвали тези данни. Те обаче също представляват интерес, например, за изследване на времеви прозорци на уязвимост, които са от значение за здравни резултати, които имат сезонен ход или при които експозицията в различни патогенетични моменти може да има различен ефект (например, различни гестационни седмици по време на бременност).

В сравнение с останалите модели за NO₂, налични за Пловдив (на Larkin и др. [2023] и EXPANSE), разработеният за настоящото проучване модел има сходна или превъзхождаща обясняваща способност. Следва обаче да се има предвид, че при 40

точки с проведени измервания, използвани за създаване на модела, е възможно R^2 коефициентът да е бил завишен като следствие от все пак ограничения брой наблюдения (Ма и др., 2024). Освен това, въпреки че в случая линейното регресионно моделиране, следвайки методиката на ESCAPE, беше предпочетен подход, то има своите ограничения. Обзор на 155 проучвания, използвали регресионни модели за земеползване, показва че моделите, разработени чрез по-усъвършенствани статистически методи, имат по-висока обяснителна способност и се представят по-добре от линейните модели, особено при изразени пространствено-времеви вариации в концентрациите на замърсителите или при сложни нелинейни връзки с характеристиките на средата (Ма и др., 2024). В едно сравнение в Шефилд, генерализиран адитивен модел се представя по-добре от линеен регресионен модел за земеползване (Munir и др., 2020). Машинното обучение е още по-гъвкава аналитична рамка, която позволява да се постигне максимална обясняваща способност на модела, вземайки предвид нелинейни и немонотонни връзки и взаимодействия между предикторите. Измежду 16 алгоритъма за изчисляване на NO_2 и $\text{ФПЧ}_{2.5}$ в градовете, включени в обхвата на ESCAPE, не е открито голямо различие в представянето на алгоритмите за NO_2 , но за $\text{ФПЧ}_{2.5}$ алгоритмите *generalized boosted machine*, *random forest* и *bagging* се представят по-добре от линейния регресионен модел (Chen и др., 2019). Въпреки че алгоритми за машинно обучение като *random forest* невинаги водят до модел с висока R^2 стойност (Vizcaino & Lavalle, 2018), в други случаи тези модели имат по-добри показатели от линейното моделиране за замърсители като O_3 (Ren и др., 2020), а хибридни модели, комбиниращи *extreme gradient boosting* алгоритъм с други методи като кригинг съществено подобряват R^2 за NO_2 (Wong и др., 2021). Български автори също са използвали машинно обучение за обясняване на трафика и NO_2 в София (Brezov & Burov, 2023; Dzhambov и др., 2023с) или на ФПЧ в Русе (Veleva и др., 2023). Нашият екип установи по-добро представяне на *random forest* и *extreme gradient boosting* алгоритмите при създаването на модел за обясняване на разпределението на транспортен шум в пет български града (Helbich и др., 2025). Докато за транспортния шум разполагахме с

достатъчно измервания (получени от кампании на Регионалните здравни инспекции), за да можем да тренираме и тестваме тези алгоритми (Helbich и др., 2025), то не ги приложихме в настоящото поручване с измерен само в 40 точки NO_2 , тъй като изискват големи извадки. И все пак, за замърсители като NO_2 , чието пространствено разпределение е в относително предвидима и ясна зависимост от пътната мрежа, линейното регресионно моделиране си остава валиден, лесно приложим, стабилен и интерпретируем метод (Ma и др., 2024).

3.4. Географски информационни системи в епидемиологията

Независимо от приложения метод за косвена оценка на експозицията на участниците в едно проучване, разработването на числени модели и присъединяването на изчислените или измерени концентрации на даден замърсител към дадено място или сграда се извършва с помощта на ГИС. ГИС представлява софтуер за записване, съхранение, анализ и визуализация на геореферирани данни, тоест данни, на които съответства определено местоположение върху земната повърхност (Falbo и др., 1991). Поради това на изследователите в областта на епидемиология на околната среда рутинно се налага да използват тези системи (Vine и др., 1997; Nuckols и др., 2004), за разлика от други дисциплини, занимаващи се с човешкото здраве, в които акцентът не е върху разпределението на здравето в пространството и географски-обусловените му детерминанти. Още през 1992 г. Guthe и др. (1992) използват ГИС за свързване на информация за източниците на олово в околната среда с данни за измерени концентрации на олово в кръвта на жителите на различни райони на Ню Джърси. В последствие ГИС намират широко приложение в епидемиологията на околната среда (Vine и др., 1997; Nuckols и др., 2004), но са приложими и в други области на общественото здраве. Здравето и поведенията, свързани с него, варират на географски принцип, също както потребностите и достъпът до здравеопазване и пазарът на здрави услуги (Wang, 2020).

Заобикалящата ни среда, топографията ѝ, обектите, намиращи се в нея, местата, заемани от хората и пътищата на придвижването между тях се намират в пространствени отношения със земната повърхност и помежду си. Информацията за местоположението им в географското пространство и физическите им измерения може да се получи от източници като сателитни изображения, дигитализирани карти за земното покритие или земеползване и други, включително ако тези данни са налични само в табличен формат с присъединени координати. Те могат да бъдат описани и представени чрез съответстващите им

координати под формата на повърхнини (слоеве) в ГИС. Тъй като земната повърхност има кривина и е неправилна, пренасянето и изобразяването на разположените по нея координати в двумерна повърхнина изисква прилагането на правила и математически формули (картографска проекция), описващи съответствието на координатите на реални точки от земната повърхност (Falbo и др., 1991). Различните карти могат да имат различни проекции, като има известно разминаване между тях. За ГИС данните в нанасящото проучване, например, използвахме координатна система EPSG:7801 - BGS2005 / CCS2005.

На Фигура 37 е представено сателитно изображение на част от Пловдив със съответстващата му репрезентация в ГИС. Важно е да се отбележи, че макар ГИС да дават възможност за визуализация на данните, самите изображения нямат отношение към извършваните изчисления, а са само репрезентации на тези данни. В този смисъл, представянето на елементите в дадена повърхнина, например с различни цветове, е условно, може да се модифицира и не променя подлежащите данни. Данните могат да се обработват в специализиран ГИС софтуер с графичен интерфейс като QGIS²⁷ или ArcGIS²⁸, но ГИС изчисления могат да се извършат и чрез скриптове, например в софтуерна среда като R²⁹ или Python³⁰. Резултатите от анализите, извършени в ГИС, също могат да се изведат в различна форма – под формата на визуализации и картови формати или на таблици.

Данни за различните характеристики на средата могат да се съдържат в една или няколко повърхнини, като ГИС позволява освен визуализация или картографиране на данните те да бъдат анализирани – например, да се изчисли разстояние между различни обекти от различни повърхнини; средни стойности на една повърхнина, съответстващи на границите на обекти от друга повърхнина; гъстота на обекти (Vine и др., 1997). Тези и по-сложни геостатистически операции, като разгледаните вече видове

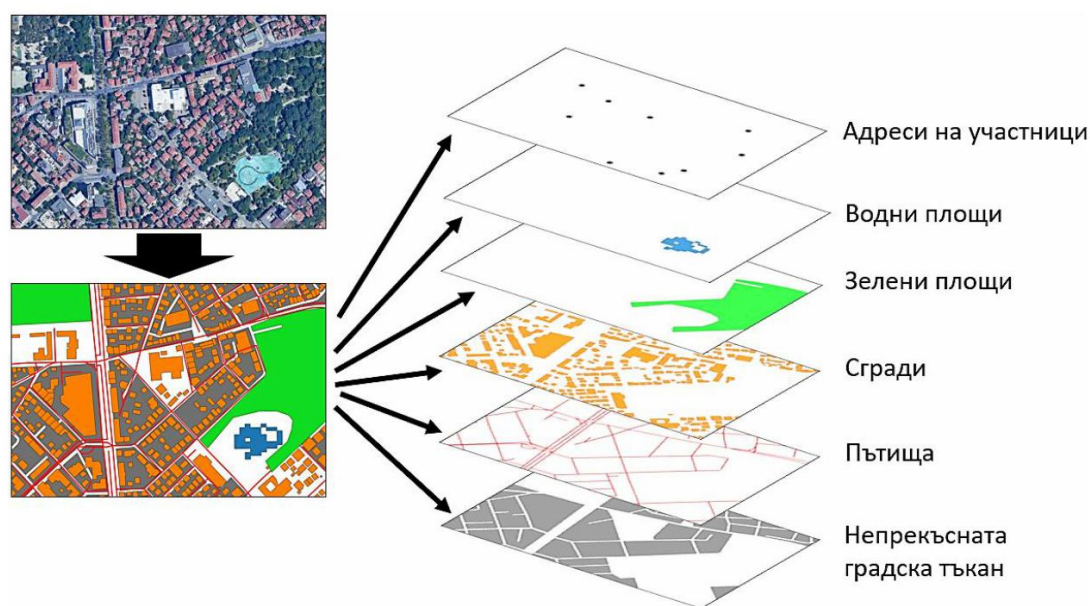
²⁷ <https://qgis.org/>

²⁸ <https://www.esri.com/en-us/arcgis/geospatial-platform/overview>

²⁹ <https://www.r-project.org/>

³⁰ <https://www.python.org/>

пространствена интерполация, могат да се извършат с голяма степен на прецизност автоматизирано за голям брой обекти, което прави ГИС незаменими при определянето на експозиционна на фактори на средата в епидемиологични проучвания (Nieuwenhuijsen & Brunekreef, 2023). Адресите на участниците в проучването могат или предварително да бъдат записани чрез GPS устройство като точки с географски координати и въведени в ГИС, както направихме по време на интервютата в нашето проучване, или текстовото описание на адресите да бъде геокодирано, тоест адресите да бъдат автоматично превърнати в координати, стъпвайки на база данни с адресите в даденото населено място (Vine и др., 1997; Nuckols и др., 2004).



Фигура 37. Сателитно изображение на изглед от централната градска част на град Пловдив със съответстващата му репрезентация в ГИС

Освен в различни повърхнини, данните, обработвани в ГИС, могат да се намират и в различен формат (растерен или векторен), което определя и това какви операции могат да се извършват с тях. Растерният формат съхранява данните като геореферирано изображение, съставено от матрица от пиксели

(клетки), като всеки пиксел е асоцииран с определена числова стойност (Nuckols и др., 2004). В случая с използваните тук карти за атмосферни замърсители, това е средногодишната им изчислена концентрация в $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Други данни се съхраняват и обработват във векторен формат. Те се представят визуално като геометрични фигури – точки, линии и полигони. Векторният обект се състои от поредица от координати, описващи тези точки (единични географски дължина и ширина), линии (координати за началото и края на линията, както и на точки на пречупване на линията, ако има такива) и полигони (координати на линиите, затварящи полигона) (Vine и др., 1997). Векторната повърхнина има асоциирана таблица с атрибути, които описват нейни качества. Например, всеки полигон, за който имаме данни от преброяването на населението, може да съдържа като атрибут пореден номер, който уникално го идентифицира, информация за броя живеещи в него лица, висшистите, работещите и други в съответстващата на обхвата на полигона част от Пловдив. Данните могат да бъдат превръщани от едни в друг формат, като например обектите от векторна повърхнина да се растеризират. Това може да стане въз основа или само на местоположението на обектите, при което всеки обект се замества от матрица от пиксели, носещи една и съща стойност, или въз основа на стойностите на някой от атрибутите на векторните обекти, които дават стойността на съответстващите им пиксели (Nuckols и др., 2004). При растеризация се губи част от прецизността на векторната повърхнина по краищата на обектите, тъй като те не са идеално гладки, но загубата намалява при висока пространствена резолюция на новосъздадения растер (при по-малък размер на пикселите). Следва да отбележим, че е възможно да възникнат топографски артефакти в зависимост от алгоритъма за превръщане между тези формати, което би могло да доведе, например, до загуба на детайли, представени от малки групи пиксели (Staab и др., 2025). Обратната операция на векторизация на растер също е възможна.

Форматът на данните е от голямо значение и при създаването на регресионни модели за земеползване. В настоящото проучване беше възприет подход на работа предимно

с векторни данни. Както и в проект ESCAPE (Beelen и др., 2013), изведеното от модела уравнение за изчисляване на NO_2 беше приложено към конкретните адреси на участниците. Алтернатива представлява предварителното картографиране на резултатите от модела като растерна повърхнина с концентрации на замърсителя, които след това могат директно да се присъединят към съответните точки, за които следва се определи замърсителят. По този начин бяха свързани данните от EXPANSE с данните от въпросниците ни. През 2013 г. Vienneau и др. (2013) подхождат различно от предходни проучвания и създават основан на растерни данни регресионен модел за земеползване, като предварително превръщат в растери всички векторни повърхнини, необходими като предиктори на NO_2 и FPM_{10} . По този начин те направо създават повърхнини (100 x 100 m), които в последствие са използвани за извличане на концентрации на замърсителите при координатите на адресите на участници в други проучвания. Така подхождат към създаването на моделите си и de Hoogh и др. (2018), Larkin и др. (2017; 2023) и Shen и др. (2022).

В настоящото проучване обаче, за всеки адрес на жилищна сграда на участник (представен от точка с координати в ГИС) бяха изчислени дължината на главни пътища в радиус 50 m около него, броят автобусни спирки в радиус 100 m, дължината на третокласни пътища в радиус 100 m и площта на непрекъснатата градска тъкан в радиус 500 m. След това, тези стойности бяха заместени в изведеното регресионно уравнение и за всяка точка, съответстваща на жилищна сграда, беше изчислен NO_2 . Този подход дава по-прецизни стойности в търсените точки, но отнема повече време за извършване на изчисленията, тъй като обработката на векторни данни изисква повече изчислителен ресурс от обработката на растери. За извадка с големината на нашата това не представя особен проблем, но ако е необходимо да се определи експозицията на десетки и стотици хиляди точки или за цяло населено място или континент, определянето на стойностите за предикторите от уравнението за всяка точка не би било оптимален подход. В допълнение, след като беше създаден модел въз основа на векторни данни, бяха определени стойностите на предикторите от модела за GRID от точки (с отстояние между

точките 25 m), покриващ целия Пловдив, и след това въз основа на изчисления NO_2 за всяка точка гредът беше растеризиран в непрекъсната повърхнина от пиксели (25 x 25 m). Този метод дава сходни резултати на основания на растерни данни подход, но изисква повече изчислително време и не би бил рационален, ако трябваше да се създаде повърхнина за цяла България. Корелацията, която намерихме между концентрациите на NO_2 , изчислени направо при адреса на сградите, спрямо концентрациите, извлечени от създадения растер, беше висока, макар да имаше известна загуба на прецизност при използване на растера. Създадената растерна карта би могла да се използва в бъдещи проучвания без необходимост от прилагане на регресионното уравнение.

3.5. **Заключителни бележки**

Местните изследвания за ефекта на замърсяването на въздуха върху здравето биха спомогнали за създаване на по-прецизни входни данни за последващи оценки на въздействието върху общественото здраве от различни политики за управление на качеството на въздуха и за определяне на очакваното отражение върху показатели за общественото здраве и свързаните с това разходи. Те също така биха послужили за повишаване на осведомеността на гражданите и институциите. Проучванията за извеждане на зависимости експозиция – отговор ще създадат доказателствена основа, която вероятно би резонирала по-добре с населението в страната поради релевантност към познатия контекст, с който всеки асоциира ежедневието си, като така биха могли да окуражат поведенческа промяна и проактивно поведение, насочено към намаляване на собствената експозиция, отпечатъка върху средата и ангажираност в колективните усилия за адресиране на проблема (Велкова – Монова, 2024; Джамбов, 2024a). Местните зависимости експозиция – отговор са особено ценни, когато населението е изложено на специфичен набор от източници на замърсители и има социално-демографски характеристики, които го отличават от други региони на света (Forastiere и др., 2024a). Научните данни следва да са в основата на достоверна информация, поднесена по разбираем начин, носеща позитивно формулирани послания, отчитащи системните ползи от подобряване на качеството на въздуха, относими към личното благополучие в местен контекст (Riley и др., 2021).

Поведението и мотивацията на индивидите за промяна в условията на живот се ръководят от сложни системни фактори, възприятия, субективната норма, личен опит, предварително формирани нагласи и убеждения, възприети взаимоотношения с околните и с институциите, психологически и психофизиологични характеристики (Michaelsen & Esch, 2021). Сложното взаимодействие между всички тези фактори може да обясни как е възможно разрешаването на проблема да среща пасивност или съпротива, въпреки че повечето хора имат абстрактната представа, че замърсяването на въздуха уврежда здравето. Следва да се

работи за активна промоция на натрупаните познания по темата чрез правилното им комуникиране към заинтересованите страни (Велкова – Монова, 2024), за да не остане академичното познание изолирано и стерилно. Например, въвеждането на ниско емисионни зони за трафик, за които има доказателства, че могат да намалят NO₂, свързаните ССЗ и пътнотранспортния травматизъм (Chamberlain и др., 2023), може да срещне гражданска съпротива, асоциирана с демографски характеристики, здравен статус, отношение към замърсяването на въздуха и други фактори (Schmitz и др., 2018). Промяната в нагласите изисква системно формиране на мотивация. Мотивацията е континуум и може да се основава на мотиви, свързани с очаквана полза или избягване на негативни последици, чувство на задължение, приписвано значение на дадено поведение или съответствие на поведението с личните цели и ценности (Patrick & Williams, 2012). Научната информация може да спомогне за формулиране на послания, които да въздействат на различни мотивационни нива.

Много често гражданите се интересуват от мерките, които самите те биха могли да предприемат за намаляване на експозицията си (Laumbach и др., 2015), тъй като не смятат, че имат достатъчна индивидуална способност за въздействие върху градската среда като цяло. За тях например биха представлявали интерес данни относно ефективността от преносимите пречистватели на въздуха. За тези устройства има някои, макар и недостатъчно убедителни, данни от систематичен обзор на 21 проучвания, че са свързани с известен спад в систолното кръвно налягане и повишаване на функционални белодробни показатели, както и с малък спад в биомаркери за оксидативен стрес и възпаление; обзор на 8 проучвания относно употребата на респираторните маски говори, че те също биха могли да благопирятстват сърдечносъдови маркери като повишена вариабилност на сърдечната честота и вероятно по-ниско систолното кръвно налягане (Liu и др., 2022b). Друга промяна в поведението с потенциал от части да повлияе окислителните и възпалителни процеси в организма, активирани от замърсяването на въздуха, се отнася до модела на хранене. Диета, богата на антиоксиданти и противовъзпалителни вещества като витамини и

омега-3 мастни киселини, може да намали нивата на оксидативния стрес и възпалителните медиатори в организма и по този начин да помогне за притъпяване на отговора към замърсяването на въздуха, включващ тези механизми (Romieu и др., 2008; Во и др., 2016; Li и др., 2017).

На границата между индивидуалната поведенческа промяна и градоустройствените решения може да се разглежда изграждането на инфраструктура за пешеходно и велосипедно придвижване. Тя е само необходимо, но не и достатъчно условие за мотивиране на активен начин на придвижване, което налага задълбочено изучаване на факторите, обуславящи ползването ѝ и възприетите бариери за него. В Пловдив са изградени над 100 km велосипедни алеи, но малък дял от пътуванията се извършват по този начин, като някои пречки, споделени от гражданите, са притеснения за безопасността и замърсяването на въздуха (Община Пловдив, 2025). Всъщност, научните изследвания показват, че макар при активно придвижване в близост до пътни артерии хората наистина да вдишват по-големи количества замърсители, отколкото пътниците в моторизирани превозни средства, това не намалява ползите за здравето им от повишената физическа активност, особено ако има осигурено отстояние от пътно платно в обособени велосипедни алеи (Sereda и др., 2017).

Проведените в страната научни изследвания могат да са ценен източник на информация и за политиките, касаещи развитието, планирането и проектирането на градовете. Последните би следвало да включват не само качествена оценка на очакваното въздействие върху общественото здраве и околната среда, но и количествено определяне на очакваното изменение в заболяемостта, смъртността и благополучието, както и свързаните социално-икономически показатели. Необходимо е да се отчитат научните данни и доказателства за количествената връзка на параметрите на градската среда с поведенческите детерминанти на здравето, връзката между здравето и благополучието на населението (Буров и др., 2024). Научно-обосновани модели на оптимизация на градската среда, адресиращи тези фактори, биха могли да използват предимствата на компактната градска форма (Nieuwenhuijsen, 2021), каквато

споделят много български градове. Компактните градове предоставят възможности за намаляване на зависимостта от моторизиран транспорт, като например създаването на така наречените *суперблок* квартали и *зелени оси* в Барселона (Nieuwenhuijsen и др., 2024). Барселона е град с относително малка площ, близка до тази на Пловдив, но с много висока гъстота на населението, интензивен автомобилен трафик и сравнително ниска и неравномерно разпределена зеленина. На базата на научно-направлявана намеса в градската среда, определени тестови квартали са били трансформирани чрез затваряне за автомобили на карета от пътната мрежа, превръщайки в пешеходни зони и места за рекреация улични сегменти и кръстовища, които преди са били доминирани от автомобилен трафик. Прогнозно моделиране на бъдещ сценарий за града, при който подобни озеленени пешеходни зони са приложени в голям мащаб, показват, че съществен процент от преждевременните смъртни случаи биха били предотвратени поради очаквания спад на замърсяването на въздуха и повишаване на физическата активност (Mueller и др., 2021).

Редица други свързани с поддържането на градската среда мерки също могат значително да намалят вторичното постъпване на замърсители във въздуха. Режимът на почистване на градските повърхности, например, има голямо значение за праховото замърсяване чрез ресуспенсия, като обаче доказателствата са хетерогенни и ефектът до голяма степен зависи от конкретните условия и методите на почистване и измиване (AIRUSE, 2013). Ефективността само на измитането на улиците, дори и с механични вакуумни средства, е ограничена, особено по отношение на по-малките частици, като тя е още по-ниска, ако не се включи последващо измиване. Нещо повече, дори при измиване на улиците, ефектът е временен и концентрацията на прахови частици се възстановява след изсъхване на повърхностите. Намаляването на праха във въздуха се дължи по-скоро на овлажняването на суспендирания утаен прах, което временно го отстранява, отколкото на премахването му от повърхностите. В някои случаи изолираното измитане на улиците дори може да повиши концентрацията на ФПЧ_{10} . Препоръчва се мероприятията

по почистване да се извършват в сутрешните часове с оглед намаляване на сутрешния пик в емисиите, особено в сухи периоди и при епизоди на високи нива на замърсяване на въздуха, като почистването да се съсредоточава върху периферната улична част, поради основното натрупване на седимент в рамките на два метра от тротоарите поради създадената турбуленция от преминаващите автомобили (Amato и др., 2010; AIRUSE, 2013).

Това са само някои примери за това, че с оглед оптимизиране на решенията за намаляване на негативното въздействие на замърсяването на въздуха е необходимо да се изследват и съобразяват потребностите, нагласите и очакваното здравно въздействие върху населението. Особено важно е включването в информационните канали на уязвимите групи, които се характеризират с понижена устойчивост (Ramírez. и др., 2019). Необходим е системен подход към цялостна трансформация на градската среда, начина на ползването и поддръжката ѝ, наред с кампании, насочени към индивидуалните познания, нагласи и обществената норма като цяло (Лекарска мрежа „Въздух за здраве“ & Буров, 2025). Целесъобразно планираната и проектирана градска жизнена среда следва не само да позволява, но и активно да подкрепя активния начин на придвижване в ежедневието, като същевременно намалява излагането на стресори като въздушното замърсяване и допринася за изграждането сред населението на индивидуална и общностна устойчивост спрямо неблагоприятни въздействия. Такъв системен подход е важен инструмент за промоция на здравето, първична и дори третична профилактика на болестите. Той може в известна степен да повлияе общите нива на ползване на здравни услуги и да намали тежестта върху здравната система от предотвратимо ползване на здравна помощ, например при лица с хронични дихателни, сърдечносъдови и психични заболявания, повлияващи се от качеството на атмосферния въздух (Буров и др., 2024).

Библиография

- AIRUSE. (2013). *The scientific basis of street cleaning activities as road dust mitigation measure* (AIRUSE LIFE 11 ENV/ES/584). http://airuse.eu/wp-content/uploads/2013/11/B7-3-ES_road-cleaning.pdf
- Allen, R. W., Amram, O., Wheeler, A. J., & Brauer, M. (2011). The transferability of NO and NO₂ land use regression models between cities and pollutants. *Atmospheric Environment*, 45(2), 369–378. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.10.002>
- Amato, F., Querol, X., Johansson, C., Nagl, C., & Alastuey, A. (2010). A review on the effectiveness of street sweeping, washing and dust suppressants as urban PM control methods. *Science of the Total Environment*, 408(16), 3070–3084. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.04.025>
- Amdur, M. O., Melvin, W. W., Jr., & Drinker, P. (1953). Effects of inhalation of sulfur dioxide by man. *The Lancet*, 2, 758–759. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(53\)91455-X](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(53)91455-X)
- Amdur, M. O., Silverman, L., & Drinker, P. (1952). Inhalation of sulfuric acid mist by human subjects. *AMA Archives of Industrial Hygiene and Occupational Medicine*, 6, 305–313.
- Amrhein, V., Greenland, S., & McShane, B. (2019). Scientists rise up against statistical significance. *Nature*, 567(7748), 305–307. <https://doi.org/10.1038/d41586-019-00857-9>
- Andersen, Z. J., Badyda, A., Tzivian, L., Dzhambov, A. M., Paunovic, K., Savic, S., Jacquemin, B., & Dragic, N. (2025). Air pollution inequalities in Europe: A deeper understanding of challenges in Eastern Europe and pathways forward towards closing the gap between East and West. *Environmental Epidemiology*, 9(3), e383. <https://doi.org/10.1097/EE9.0000000000000383>
- Andersen, Z. J., Gehring, U., De Matteis, S., Melen, E., Vicedo-Cabrera, A. M., Katsouyanni, K., Yorgancioglu, A., Ulrik, C. S., Medina, S., Hansen, K., Powell, P., Ward, B., & Hoffmann, B.

- (2021). Clean air for healthy lungs—An urgent call to action: European Respiratory Society position on the launch of the WHO 2021 Air Quality Guidelines. *European Respiratory Journal*, 58(6), 2102447. <https://doi.org/10.1183/13993003.02447-2021>
- Anderson, H. R. (2009). Air pollution and mortality: A history. *Atmospheric Environment*, 43, 142–152. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.09.026>
- Arrighi, H. M., & Hertz-Picciotto, I. (1994). The evolving concept of the healthy worker survivor effect. *Epidemiology*, 5(2), 189–196. <https://doi.org/10.1097/00001648-199403000-00009>
- Azmi, W. N. F. W., Pillai, T. R., Latif, M. T., Koshy, S., & Shaharudin, R. (2023). Application of land use regression model to assess outdoor air pollution exposure: A review. *Environmental Advances*, 11, 100353. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2023.100353>
- Bahrami, Z., Sato, S., Yang, Z., Maiti, M., Kanawat, P., Umemura, T., Onishi, K., Terasaki, H., Nakayama, T., Matsumi, Y., & Ueda, K. (2024). The perception of air pollution and its health risk: A scoping review of measures and methods. *Global Health Action*, 17(1), 2370100. <https://doi.org/10.1080/16549716.2024.2370100>
- Baliatsas, C., van Kamp, I., Hooiveld, M., Lebre, E., & Yzermans, J. (2015). The relationship of modern health worries to non-specific physical symptoms and perceived environmental sensitivity: A study combining self-reported and general practice data. *Journal of Psychosomatic Research*, 79(5), 355–361. <https://doi.org/10.1016/j.jpsychores.2015.09.004>
- Beelen, R., Hoek, G., Vienneau, D., Eeftens, M., Dimakopoulou, K., Pedeli, X., Tsai, M.-Y., Künzli, N., Schikowski, T., Marcon, A., Eriksen, K. T., Raaschou-Nielsen, O., Stephanou, E., Patelarou, E., Lanki, T., Yli-Tuomi, T., Declercq, C., Falq, G., Stempfelet, M., ... de Hoogh, K. (2013). Development of NO₂ and NO_x land use regression models for estimating air pollution exposure in 36 study areas in Europe – The ESCAPE project. *Atmospheric Environment*, 72, 10–23. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.02.037>

- Bell, M. L., & Davis, D. L. (2001). Reassessment of the lethal London fog of 1952: Novel indicators of acute and chronic consequences of acute exposure to air pollution. *Environmental Health Perspectives*, 109, 389–394. <https://doi.org/10.1289/ehp.01109s3389>
- Bernasconi, S., Angelucci, A., & Aliverti, A. (2022). A scoping review on wearable devices for environmental monitoring and their application for health and wellness. *Sensors (Basel)*, 22(16), 5994. <https://doi.org/10.3390/s22165994>
- Blakely, T., Moss, R., Collins, J., Mizdrak, A., Singh, A., Carvalho, N., Wilson, N., Geard, N., & Flaxman, A. (2020). Proportional multistate lifetable modelling of preventive interventions: Concepts, code and worked examples. *International Journal of Epidemiology*, 49(5), 1624–1636. <https://doi.org/10.1093/ije/dyaa132>
- Bo, L., Jiang, S., Xie, Y., Kan, H., Song, W., & Zhao, J. (2016). Effect of vitamin E and omega-3 fatty acids on protecting ambient PM_{2.5}-induced inflammatory response and oxidative stress in vascular endothelial cells. *PLoS ONE*, 11(3), e0152216. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0152216>
- Boogaard, H., Andersen, Z. J., Brunekreef, B., Forastiere, F., Forsberg, B., Hoek, G., Krzyzanowski, M., Malmqvist, E., Nieuwenhuijsen, M., & Hoffmann, B. (2023). Clean air in Europe for all: A call for more ambitious action. *Environmental Epidemiology*, 7(2), e245. <https://doi.org/10.1097/EE9.0000000000000245>
- Borissova, A.-M. I., Trifonova, B. C., Dakovska, L. N., Topchieva, N. E., & Vukov, M. D. (2024). Prevalence of diabetes mellitus and prediabetes in Bulgaria in 2024. *Endocrinologia*, 29(2), 142–149.
- Braithwaite, I., Zhang, S., Kirkbride, J. B., Osborn, D. P. J., & Hayes, J. F. (2019). Air pollution (particulate matter) exposure and associations with depression, anxiety, bipolar, psychosis and suicide risk: A systematic review and meta-analysis. *Environmental Health Perspectives*, 127(12), 126002. <https://doi.org/10.1289/EHP4595>

- Brauer, M., Hoek, G., van Vliet, P., Meliefste, K., Fischer, P., Gehring, U., Heinrich, J., Cyrys, J., Bellander, T., Lewne, M., & Brunekreef, B. (2003). Estimating long-term average particulate air pollution concentrations: Application of traffic indicators and geographic information systems. *Epidemiology*, *14*(2), 228–239. <https://doi.org/10.1097/01.EDE.0000041910.49046.9B>
- Brezov, D., & Burov, A. (2023). Ensemble learning traffic model for Sofia: A case study. *Applied Sciences*, *13*(8), 4678. <https://doi.org/10.3390/app13084678>
- Briggs, D. J., Collins, S., Elliott, P., Fischer, P., Kingham, S., Lebre, E., Pryl, K., Van Reeuwijk, H., Smallbone, K., & Van Der Veen, A. (1997). Mapping urban air pollution using GIS: A regression-based approach. *International Journal of Geographical Information Science*, *11*(7), 699–718. <https://doi.org/10.1080/136588197242158>
- Brink, M., Schäffer, B., Vienneau, D., Foraster, M., Pieren, R., Eze, I. C., Cajochen, C., Probst-Hensch, N., Rösli, M., & Wunderli, J. M. (2019). A survey on exposure-response relationships for road, rail, and aircraft noise annoyance: Differences between continuous and intermittent noise. *Environment International*, *125*, 277–290. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.01.043>
- Brink, M., Schreckenber, D., Vienneau, D., Cajochen, C., Wunderli, J. M., Probst-Hensch, N., & Rösli, M. (2016). Effects of scale, question location, order of response alternatives, and season on self-reported noise annoyance using ICBEN scales: A field experiment. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, *13*(11), 1163. <https://doi.org/10.3390/ijerph13111163>
- Brown, D. W. (2008). Economic value of disability-adjusted life years lost to violence: Estimates for WHO Member States. *Pan American Journal of Public Health*, *24*, 203–209. doi: 10.1590/s1020-49892008000900007
- Center for International Environmental Law. (2023). *Breathing Plastic: The health impacts of invisible plastics in the air*. <https://www.ciel.org/breathing-plastic-the-health-impacts-of-invisible-plastics-in-the-air/>

- Cepeda, M., Schoufour, J., Freak-Poli, R., Koolhaas, C. M., Dhana, K., Bramer, W. M., & Franco, O. H. (2017). Levels of ambient air pollution according to mode of transport: A systematic review. *The Lancet Public Health*, 2(1), e23–e34. [https://doi.org/10.1016/S2468-2667\(16\)30021-4](https://doi.org/10.1016/S2468-2667(16)30021-4)
- Chaix, B., Méline, J., Duncan, S., Merrien, C., Karusisi, N., Perchoux, C., Lewin, A., Labadi, K., & Kestens, Y. (2013). GPS tracking in neighborhood and health studies: A step forward for environmental exposure assessment, a step backward for causal inference? *Health & Place*, 21, 46–51. <https://doi.org/10.1016/j.healthplace.2013.01.003>
- Chamberlain, R. C., Fecht, D., Davies, B., & Laverly, A. A. (2023). Health effects of low emission and congestion charging zones: A systematic review. *The Lancet Public Health*, 8, e559–e574. [https://doi.org/10.1016/S2468-2667\(23\)00120-2](https://doi.org/10.1016/S2468-2667(23)00120-2)
- Chen, J., de Hoogh, K., Gulliver, J., Hoffmann, B., Hertel, O., Ketzel, M., Bauwelinck, M., van Donkelaar, A., Hvidtfeldt, U. A., Katsouyanni, K., Janssen, N. A. H., Martin, R. V., Samoli, E., Schwartz, P. E., Stafoggia, M., Bellander, T., Strak, M., Wolf, K., Vienneau, D., ... Hoek, G. (2019). A comparison of linear regression, regularization, and machine learning algorithms to develop Europe-wide spatial models of fine particles and nitrogen dioxide. *Environment International*, 130, 104934. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.104934>
- Chen, X., Gehring, U., Dyer, G. M. C., de Hoogh, K., Khomenko, S., Khreis, H., Mueller, N., Vermeulen, R., Williams, H., Zapata-Diomed, B., Nieuwenhuijsen, M., & Hoek, G. (2025). Exposure-response functions of the correlated environmental exposures green space, noise, and air pollution for quantifying mortality burden in health impact assessment. *Environment International*, 187, 109645. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2025.109645>
- Claeson, A. S., Lidén, E., Nordin, M., & Nordin, S. (2013). The role of perceived pollution and health risk perception in annoyance and health symptoms: A population-based study of odorous air pollution. *International Archives of Occupational and*

- Environmental Health*, 86(3), 367–374.
<https://doi.org/10.1007/s00420-012-0770-8>
- Cole-Hunter, T., de Nazelle, A., Donaire-Gonzalez, D., Kubesch, N., Carrasco-Turigas, G., Matt, F., Foraster, M., Martínez, T., Ambros, A., Cirach, M., Martinez, D., Belmonte, J., & Nieuwenhuijsen, M. (2018). Estimated effects of air pollution and space-time-activity on cardiopulmonary outcomes in healthy adults: A repeated measures study. *Environment International*, 111, 247–259.
<https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.11.024>
- Columbia University Irving Medical Center. (n.d.). *Kriging Interpolation*.
<https://www.publichealth.columbia.edu/research/population-health-methods/kriging-interpolation#Overview>
- Committee on Environmental Epidemiology, National Research Council. (1997). *Environmental Epidemiology, Volume 2: Use of the Gray Literature and Other Data in Environmental Epidemiology*. National Academy of Sciences. ISBN: 0-309-52453-9
- Copernicus Land Monitoring Service. (2021). *Urban Atlas Land Cover/Land Use 2018*. European Environment Agency.
<https://land.copernicus.eu/en/products/urban-atlas/urban-atlas-2018>
- CORDIS - EU Research Results. (2010). *European Study of Cohorts for Air Pollution Effects*.
<https://cordis.europa.eu/project/id/211250/reporting>
- Cyrys, J., Eeftens, M., Heinrich, J., Ampe, C., Armengaud, A., Beelen, R., Bellander, T., Beregszaszi, T., Birk, M., Cesaroni, G., ... Hoek, G. (2012). Variation of NO₂ and NO_x concentrations between and within 36 European study areas: Results from the ESCAPE study. *Atmospheric Environment*, 62, 374–390.
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.07.080>
- Cyrys, J., Hochadel, M., Gehring, U., Hoek, G., Diegmann, V., Brunekreef, B., & Heinrich, J. (2005). GIS-based estimation of exposure to particulate matter and NO₂ in an urban area: stochastic versus dispersion modeling. *Environmental health*

- perspectives*, 113(8), 987–992.
<https://doi.org/10.1289/ehp.7662>
- Dabirinejad, S., Habibian, M., & Khorsandi, B. (2024). Exploring impacts of perceived and actual air pollution on commuters' mode choice. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 135, 104359.
<https://doi.org/10.1016/j.trd.2024.104359>
- de Bont, J., Jaganathan, S., Dahlquist, M., Persson, Å., Stafoggia, M., & Ljungman, P. (2022). Ambient air pollution and cardiovascular diseases: An umbrella review of systematic reviews and meta-analyses. *Journal of Internal Medicine*, 291(6), 779–800. <https://doi.org/10.1111/joim.13467>
- de Bruyn, S., & de Vries, J. (2020). *Health costs of air pollution in European cities and the linkage with transport*. Delft: CE Delft. <https://cedelft.eu/publications/health-costs-of-air-pollution-in-european-cities-and-the-linkage-with-transport/>
- de Hoogh, K., Chen, J., Gulliver, J., Hoffmann, B., Hertel, O., Ketzel, M., Bauwelinck, M., van Donkelaar, A., Hvidtfeldt, U. A., Katsouyanni, K., Klompmaker, J., Martin, R. V., Samoli, E., Schwartz, P. E., Stafoggia, M., Bellander, T., Strak, M., Wolf, K., Vienneau, D., ... Hoek, G. (2018). Spatial PM_{2.5}, NO₂, O₃ and BC models for Western Europe - Evaluation of spatiotemporal stability. *Environment International*, 120, 81–92. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.07.036>
- de Hoogh, K., Hoek, G., Flückiger, B., Bussalleu, A., Vienneau, D., Jeong, A., Probst-Hensch, N., de Pinho, M. G. M., Mackenbach, J. D., Lakerveld, J., Beulens, J. W. J., Castagné, R., Delpierre, C., Kelly-Irving, M., Shen, Y., Huss, A., Dadvand, P., Cirach Pradas, M., Nieuwenhuijsen, M., Vlaanderen, J., & Vermeulen, R. (2025). A Europe-wide characterization of the external exposome: A spatio-temporal analysis. *Environment International*, 182, 109542.
<https://doi.org/10.1016/j.envint.2025.109542>
- de Hoogh, K., Korek, M., Vienneau, D., Keuken, M., Kukkonen, J., Nieuwenhuijsen, M. J., Badaloni, C., Beelen, R., Bolignano, A., Cesaroni, G., ... Hoek, G. (2014). Comparing land use regression and dispersion modelling to assess residential

- exposure to ambient air pollution for epidemiological studies. *Environment International*, 73, 382–392. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.08.011>
- de Nazelle, A., Seto, E., Donaire-Gonzalez, D., Mendez, M., Matamala, J., Nieuwenhuijsen, M. J., & Jerrett, M. (2013). Improving estimates of air pollution exposure through ubiquitous sensing technologies. *Environmental Pollution*, 176, 92–99. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.12.032>
- Deloitte. (2021). *Impact of air pollution on career decisions of the highly-skilled workforce in Sofia*. Clean Air Fund. <https://www.cleanairfund.org/resource/impact-of-air-pollution-on-career-decisions-of-the-highly-skilled-workforce-in-sofia/>
- DeSalvo, K. B., Bloser, N., Reynolds, K., He, J., & Muntner, P. (2006). Mortality prediction with a single general self-rated health question: A meta-analysis. *Journal of General Internal Medicine*, 21(3), 267–275. <https://doi.org/10.1111/j.1525-1497.2005.00291.x>
- Dimitrova, R., & Velizarova, M. (2021). Assessment of the contribution of different particulate matter sources on pollution in Sofia City. *Atmosphere*, 12, 423. <https://doi.org/10.3390/atmos12040423>
- Dimitrova, R., Velizarova, M., Gadzhev, G., Burov, A., & Brezov, D. (2025). Implementation of coupled regional-to-local scale modelling system in Bulgaria – Air quality study for the city of Sofia. *Comptes Rendus de l'Académie Bulgare des Sciences*, 78(3), 393–401. <https://doi.org/10.7546/CRABS.2025.03.09>
- Dobрева, Z. G., Kostadinova, G. S., Popov, B. N., Petkov, G. S., & Stanilova, S. A. (2015). Proinflammatory and anti-inflammatory cytokines in adolescents from Southeast Bulgarian cities with different levels of air pollution. *Toxicology and Industrial Health*, 31(12), 1210–1217. <https://doi.org/10.1177/0748233713491812>
- Dockery, D. W., Pope, A. C. D., Xu, X., Spengler, J. D., Ware, J. H., Fay, M. E., Ferris, B. G., Jr., & Speizer, F. E. (1993). An association between air pollution and mortality in six U.S. cities. *New England Journal of Medicine*, 329(24), 1753–1759. <https://doi.org/10.1056/NEJM199312093292401>

- Doneva, M., Petrova, G., Petrova, D., Kamusheva, M., Petkova, V., Tachkov, K., Pencheva, V., & Georgiev, O. (2019). Chronic obstructive pulmonary disease exacerbations and progression in relation to ambient air pollutants exposure. *Journal of Thoracic Disease*, 11(6), 2490–2497. <https://doi.org/10.21037/jtd.2019.05.50>
- Dyer, G. M. C., Khomenko, S., Adlakha, D., Anenberg, S., Behnisch, M., Boeing, G., Esperon-Rodriguez, M., Gasparrini, A., Khreis, H., Kondo, M. C., ... Nieuwenhuijsen, M. (2024). Exploring the nexus of urban form, transport, environment and health in large-scale urban studies: A state-of-the-art scoping review. *Environmental Research*, 257, 119324. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.119324>
- Dzhambov, A. M., Dikova, K., Georgieva, T., Mukhtarov, P., & Dimitrova, R. (2023a). Time series analysis of asthma hospital admissions and air quality in Sofia – A pilot study. In N. Dobrinkova & O. Nikolov (Eds.), *Environmental protection and disaster risks* (pp. 191–202). *EnviroRISKs 2022, Lecture Notes in Networks and Systems*, 638. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-031-26754-3_17
- Dzhambov, A. M., Dikova, K., Georgieva, T., Panev, T. I., Mukhtarov, P., & Dimitrova, R. (2023b). Short-term effects of air pollution on hospital admissions for cardiovascular diseases and diabetes mellitus in Sofia, Bulgaria (2009–2018). *Archives of Industrial Hygiene and Toxicology*, 74(1), 48–60. <https://doi.org/10.2478/aiht-2023-74-3704>
- Dzhambov, A. M., Dimitrova, D., Burov, A., Helbich, M., Markevych, I., & Nieuwenhuijsen, M. J. (2025). Physical urban environment and cardiometabolic diseases in the five largest Bulgarian cities. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 264, 114512. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2024.114512>
- Dzhambov, A. M., & Dimitrova, D. D. (2016). Exposures to road traffic, noise, and air pollution as risk factors for type 2 diabetes: A feasibility study in Bulgaria. *Noise & Health*, 18(82), 133–142. <https://doi.org/10.4103/1463-1741.181996>
- Dzhambov, A. M., Dimitrova, V., Germanova, N., Burov, A., Brezov, D., Hlebarov, I., & Dimitrova, R. (2023c). Joint associations and

- pathways from greenspace, traffic-related air pollution, and noise to poor self-rated general health: A population-based study in Sofia, Bulgaria. *Environmental Research*, 231(Pt 1), 116087. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.116087>
- Dzhambov, A. M., Markevych, I., Hartig, T., Tilov, B., Arabadzhiev, Z., Stoyanov, D., Gatseva, P., & Dimitrova, D. D. (2018a). Multiple pathways link urban green- and bluespace to mental health in young adults. *Environmental Research*, 166, 223–233. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.06.004>
- Dzhambov, A. M., Markevych, I., Tilov, B., Arabadzhiev, Z., Stoyanov, D., Gatseva, P., & Dimitrova, D. D. (2018b). Pathways linking residential noise and air pollution to mental ill-health in young adults. *Environmental Research*, 166, 458–465. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.06.031>
- Eeftens, M., Beelen, R., de Hoogh, K., Bellander, T., Cesaroni, G., Cirach, M., Declercq, C., Dèdelè, A., Dons, E., de Nazelle, A., Dimakopoulou, K., Eriksen, K., Falq, G., Fischer, P., Galassi, C., Gražulevičienė, R., Heinrich, J., Hoffmann, B., Jerrett, M., ... Hoek, G. (2012). Development of Land Use Regression models for PM_{2.5}, PM_{2.5} absorbance, PM₁₀ and PM_{coarse} in 20 European study areas; results of the ESCAPE project. *Environmental Science & Technology*, 46(20), 11195–11205. <https://doi.org/10.1021/es301948k>
- Environment International. (2022). *Update of the WHO Global Air Quality Guidelines: Systematic Reviews*. <https://www.sciencedirect.com/special-issue/10MTC4W8FXJ>
- EPA. (2025). *National Ambient Air Quality Standards (NAAQS) for PM*. <https://www.epa.gov/pm-pollution/national-ambient-air-quality-standards-naaqs-pm>
- ESCAPE Project. (2008). *Exposure assessment manual. ENV.2007.1.2.2.2. European cohort on air pollution*. http://www.escapeproject.eu/manuals/ESCAPE_Exposure-manualv9.pdf
- European Commission. (n.d.). *Air Quality*. https://environment.ec.europa.eu/topics/air/air-quality_en
- European Commission: Directorate-General for Mobility and Transport, CE Delft, Essen, H. van, Fiorello, D., El Beyrouty,

- K., Bieler, C., Wijngaarden, L. van, Schroten, A., Parolin, R., Brambilla, M., Sutter, D., Maffii, S., & Fermi, F. (2020). *Handbook on the external costs of transport – Version 2019 – 1.1.* Publications Office.
<https://data.europa.eu/doi/10.2832/51388>
- European Committee for Standardization. (2002). *EN 13528-1:2002 - Ambient air quality – Diffusive samplers for the determination of concentrations of gases and vapours – Requirements and test methods – Part 1: General requirements.*
- European Committee for Standardization. (2025). *EN 16339:2025 - Ambient air – Method for the determination of the concentration of nitrogen dioxide by diffusive sampling.*
- European Environment Agency. (2022). *Burden of disease of air pollution (Countries & NUTS).*
https://discomap.eea.europa.eu/App/AQViewer/index.html?fqn=Airquality_Dissem.ebd.countries_and_nuts
- European Environment Agency. (2024). *Bulgaria – air pollution country fact sheet.*
<https://www.eea.europa.eu/en/analysis/maps-and-charts/bulgaria-air-pollution-country-2023-country-fact-sheets>
- European Environment Agency. (n.d.). *Glossary: Air pollution.*
<https://www.eea.europa.eu/help/glossary/eea-glossary/air-pollution>
- Eurostat. (2024). *Cardiovascular diseases statistics.*
https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Cardiovascular_diseases_statistics
- Falbo, D. L., Queen, L. P., & Blinn, C. R. (1991). *Introduction to data analysis using geographic information systems.* University Digital Conservancy. <https://hdl.handle.net/11299/93734>
- Feinstein, J. S. (1993). The relationship between socioeconomic status and health: A review of the literature. *The Milbank Quarterly*, 71(2), 279–322. <https://doi.org/10.2307/3350401>
- Fernández-Somoano, A., Llop, S., Aguilera, I., Tamayo-Uria, I., Martínez, M. D., Foraster, M., Ballester, F., & Tardón, A. (2015). Annoyance caused by noise and air pollution during pregnancy: Associated factors and correlation with outdoor NO₂ and benzene estimations. *International Journal of*

- Environmental Research and Public Health*, 12(6), 7044–7058.
<https://doi.org/10.3390/ijerph120607044>
- Field, J. M. (1993). Effects of personal and situational variables upon noise annoyance in residential areas. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 93(6), 2753–2763.
<https://doi.org/10.1121/1.405851>
- Fields, J. M., De Jong, R. G., Gjestland, T., Flindell, I. H., Job, R. F. S., Kurra, S., Lercher, P., Vallet, M., Yano, T., Research Team at Ruhr University, Guski, R., Felscher-Suhr, U., & Schumer, R. (2001). Standardized general-purpose noise reaction questions for community noise surveys: Research and a recommendation. *Journal of Sound and Vibration*, 242(4), 641–679.
<https://doi.org/10.1006/jsvi.2000.3384>
- Forastiere, F., Orru, H., Krzyzanowski, M., & Spadaro, J. V. (2024a). The last decade of air pollution epidemiology and the challenges of quantitative risk assessment. *Environmental health*, 23(1), 98. <https://doi.org/10.1186/s12940-024-01136-5>
- Forastiere, F., Spadaro, J. V., Ancona, C., Andersen, Z. J., Cozzi, I., Gumy, S., Loncar, D., Mudu, P., Medina, S., Velasco, R. P., & Walton, H. (2024b). Choices of morbidity outcomes and concentration–response functions for health risk assessment of long-term exposure to air pollution. *Environmental Epidemiology*, 8(4), e314.
<https://doi.org/10.1097/EE9.0000000000000314>
- Fowler, D., Brimblecombe, P., Burrows, J., Heal, M. R., Grennfelt, P., Stevenson, D. S., Jowett, A., Nemitz, E., Coyle, M., Lui, X., Chang, Y., Fuller, G. W., Sutton, M. A., Klimont, Z., Unsworth, M. H., & Vieno, M. (2020). A chronology of global air quality. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 378(2183), 20190314. <https://doi.org/10.1098/rsta.2019.0314>
- Furman, D., Campisi, J., Verdin, E., Carrera-Bastos, P., Targ, S., Franceschi, C., Ferrucci, L., Gilroy, D. W., Fasano, A., Miller, G. W., Miller, A. H., Mantovani, A., Weyand, C. M., Barzilai, N., Goronzy, J. J., Rando, T. A., Effros, R. B., Lucia, A., Kleinstreuer, N., & Slavich, G. M. (2019). Chronic inflammation in the etiology of disease across the life span.

- Nature Medicine*, 25(12), 1822–1832.
<https://doi.org/10.1038/s41591-019-0675-0>
- GBD 2021 HAP Collaborators. (2025). Global, regional, and national burden of household air pollution, 1990–2021: A systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2021. *The Lancet*. Advance online publication.
[https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(24\)02840-X](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(24)02840-X)
- Georgiev, S. S., Dzhambov, A. M., & Dimitrova, R. N. (2025). Study of short-term effects of air pollution on hospital admissions in Bulgarian cities Sofia, Plovdiv and Varna. In N. Dobrinkova & S. Fidanova (Eds.), *Environmental protection and disaster risks (EnviroRisks 2024)* (Vol. 883, pp. 70–84). Springer.
https://doi.org/10.1007/978-3-031-74707-6_9
- Gjestland, T. (2023). Constructing noise-reaction questions for community noise surveys in nine different languages: Experiences and lessons learned. *Applied Acoustics*, 202, 109162. <https://doi.org/10.1016/j.apacoust.2022.109162>
- Godleski, J. J., Verrier, R. L., Koutrakis, P., Catalano, P., Coull, B., Reinisch, U., Lovett, E. G., Lawrence, J., Murthy, G. G., Wolfson, J. M., Clarke, R. W., Nearing, B. D., & Killingsworth, C. (2000). Mechanisms of morbidity and mortality from exposure to ambient air particles. *Research report (Health Effects Institute)*, (91), 5–103.
- Google. (n.d.). *Google Street View* [Web application]. Google.
<https://www.google.com/streetview/>
- Greenland, S., & Rothman, K. J. (1998). Chapter 18: Concepts of interaction. In K. J. Rothman & S. Greenland (Eds.), *Modern epidemiology* (2nd ed., pp. 329–342). Lippincott-Raven.
- Guadalupe-Fernandez, V., De Sario, M., Vecchi, S., Bauleo, L., Michelozzi, P., Davoli, M., & Ancona, C. (2021). Industrial odour pollution and human health: A systematic review and meta-analysis. *Environmental Health*, 20(1), 108.
<https://doi.org/10.1186/s12940-021-00774-3>
- Gudmundsson, G. (2011). Respiratory health effects of volcanic ash with special reference to Iceland: A review. *Clinical Respiratory Journal*, 5(1), 2–9. <https://doi.org/10.1111/j.1752-699X.2010.00231.x>

- Gulliver, J., Morris, C., Lee, K., Vienneau, D., Briggs, D., & Hansell, A. (2011). Land use regression modeling to estimate historic (1962–1991) concentrations of black smoke and sulfur dioxide for Great Britain. *Environmental Science & Technology*, 45(8), 3526–3532. <https://doi.org/10.1021/es103821y>
- Guski, R., Schreckenberg, D., & Schuemer, R. (2017). WHO environmental noise guidelines for the European region: A systematic review on environmental noise and annoyance. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14(12), 1539. <https://doi.org/10.3390/ijerph14121539>
- Guski, R., Felscher-Suhr, U., & Schuemer, R. (1999). The concept of noise annoyance: How international experts see it. *Journal of Sound and Vibration*, 223(4), 513–527. <https://doi.org/10.1006/jsvi.1998.2173>
- Guthe, W. G., Tucker, R. K., Murphy, E. A., England, R., Stevenson, E., & Luckhardt, J. C. (1992). Reassessment of lead exposure in New Jersey using GIS technology. *Environmental Research*, 59(2), 318–325. [https://doi.org/10.1016/s0013-9351\(05\)80038-6](https://doi.org/10.1016/s0013-9351(05)80038-6)
- Hafkenscheid, T., Fromage-Marriette, A., Goelen, E., Hangartner, M., Pfeffer, U., Plaisance, H., De Santis, F., Saunders, K., Swaans, W., Tang, S., Targa, J., & Gerboles, M. (2009). *Review of the application of diffusive samplers for the measurement of nitrogen dioxide in ambient air in the European Union* (EUR 23793 EN). Luxembourg: OPOCE. JRC51106.
- Hajat, A., Hsia, C., & O'Neill, M. S. (2015). Socioeconomic disparities and air pollution exposure: A global review. *Current Environmental Health Reports*, 2(4), 440–450. <https://doi.org/10.1007/s40572-015-0069-5>
- Heal, M. R., Laxen, D. P. H., & Marner, B. (2019). Biases in the measurement of ambient nitrogen dioxide (NO₂) by Palmes passive diffusion tube: A review of current understanding. *Atmosphere*, 10(7), 357. <https://doi.org/10.3390/atmos10070357>
- Health Effects Institute. (2020). *State of global air 2020* (Special Report). Boston, MA: Health Effects Institute. ISSN 2578-6873

- <https://www.stateofglobalair.org/resources/archived/state-global-air-report-2020>
- Health Effects Institute. (2022a). *Air quality and health in cities: A State of Global Air report 2022* (Special Report). Boston, MA: Health Effects Institute. ISSN 2578-6881. <https://www.stateofglobalair.org/resources/health-in-cities>
- Health Effects Institute. (2022b). *Southeast Europe spatial bibliography*. Boston, MA. <https://www.stateofglobalair.org>
- Health Effects Institute. (2024a). *State of Global Air 2024* (Special Report). Boston, MA: Health Effects Institute. ISSN 2578-6873. <https://www.stateofglobalair.org/resources/report/state-global-air-report-2024>
- Health Effects Institute. (2024b). *Bulgaria air pollution and health country profile*. <https://www.stateofglobalair.org/resources/countryprofiles>
- Health Effects Institute. (2023). *State of Global Air: The European Union – A regional air quality snapshot*. <https://www.stateofglobalair.org/resources/factsheet/european-union-regional-air-quality-snapshot>
- HEI Panel on the Health Effects of Long-Term Exposure to Traffic-Related Air Pollution. (2022). *Systematic review and meta-analysis of selected health effects of long-term exposure to traffic-related air pollution* (Special Report 23). Boston, MA: Health Effects Institute. ISSN 2688-6553 (online) <https://www.healtheffects.org/publication/systematic-review-and-meta-analysis-selected-health-effects-long-term-exposure-traffic>
- Helbich, M., Hagenauer, J., Burov, A., & Dzhambov, A. M. (2025). Traffic noise assessment in urban Bulgaria using explainable machine learning. *Sustainable Cities and Society*, 120, 106169. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2025.106169>
- Helbich, M. (2018). Toward dynamic urban environmental exposure assessments in mental health research. *Environmental Research*, 161, 129–135. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.11.006>
- Huangfu, P., & Atkinson, R. (2020). Long-term exposure to NO₂ and O₃ and all-cause and respiratory mortality: A systematic review

- and meta-analysis. *Environment International*, 144, 105998. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105998>
- Hudson, J. I., Pope, H. G., Jr, & Glynn, R. J. (2005). The cross-sectional cohort study: an underutilized design. *Epidemiology (Cambridge, Mass.)*, 16(3), 355–359. <https://doi.org/10.1097/01.ede.0000158224.50593.e3>
- Hyslop, N. P. (2009). Impaired visibility: The air pollution people see. *Atmospheric Environment*, 43(1), 182–195. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.09.067>
- ICBEN. (n.d.). *Team 6 – Community response to noise and annoyance*. <https://www.icben.org/>
- Idler, E. L., & Benyamini, Y. (1997). Self-rated health and mortality: A review of twenty-seven community studies. *Journal of Health and Social Behavior*, 38(1), 21–37. <https://doi.org/10.2307/2955359>
- International Diabetes Federation. (2025). *IDF Diabetes Atlas* (11th ed.). Brussels, Belgium. <https://www.diabetesatlas.org>
- International Organization for Standardization. (2017). *ISO/IEC 17025:2017 - General requirements for the competence of testing and calibration laboratories*. <https://www.iso.org/standard/66912.html>
- Iungman, T., Khomenko, S., Barboza, E. P., Cirach, M., Gonçalves, K., Petrone, P., Erbertseder, T., Taubenböck, H., Chakraborty, T., & Nieuwenhuijsen, M. (2024). The impact of urban configuration types on urban heat islands, air pollution, CO₂ emissions, and mortality in Europe: A data science approach. *The Lancet Planetary Health*, 8(6), e489–e505. [https://doi.org/10.1016/S2542-5196\(24\)00120-7](https://doi.org/10.1016/S2542-5196(24)00120-7)
- Jacquemin, B., Sunyer, J., Forsberg, B., Götschi, T., Bayer-Oglesby, L., Ackermann-Liebrich, U., de Marco, R., Heinrich, J., Jarvis, D., Torén, K., & Künzli, N. (2007). Annoyance due to air pollution in Europe. *International Journal of Epidemiology*, 36(4), 809–820. <https://doi.org/10.1093/ije/dym042>
- JASP Team. (2024). *JASP* (Version 0.19.3) [Computer software]. <https://jasp-stats.org/>
- Jerrett, M., Arain, A., Kanaroglou, P., Beckerman, B., Potoglou, D., Sahuvaroglu, T., Morrison, J., & Giovis, C. (2005). A review

- and evaluation of intraurban air pollution exposure models. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, 15(2), 185–204.
<https://doi.org/10.1038/sj.jea.7500388>
- Jung, C. C., Huang, C. Y., Su, H. J., Chen, N. T., & Yeh, C. L. (2024). Impact of agricultural activity on PM_{2.5} and its compositions in elementary schools near corn and rice farms. *Science of the Total Environment*, 906, 167496.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167496>
- Kanj, H., Kulagic, A., Aly, W. H. F., Al-Tarawneh, M. A. B., Safi, K., Kanj, S., & Flaus, J.-M. (2025). Agent-based risk analysis model for road transportation of dangerous goods. *Results in Engineering*, 25, 103944.
<https://doi.org/10.1016/j.rineng.2025.103944>
- Karaslavova, E., Dimitrova, T., Donchev, N., Teneva, B., & Timonov, P. (2013). Independent and combined interaction of fine particulate matter in atmospheric air and the frequency of acute myocardial infarction hospitalizations in Varna, Bulgaria. *Central European Journal of Medicine*, 8, 871–878.
<https://doi.org/10.2478/s11536-013-0162-9>
- Karner, A. A., Eisinger, D. S., & Niemeier, D. A. (2010). Near-roadway air quality: Synthesizing the findings from real-world data. *Environmental Science & Technology*, 44(14), 5334–5344.
<https://doi.org/10.1021/es100008x>
- Kasdagli, M. I., Orellano, P., Pérez Velasco, R., & Samoli, E. (2024). Long-term exposure to nitrogen dioxide and ozone and mortality: Update of the WHO air quality guidelines systematic review and meta-analysis. *International Journal of Public Health*, 69, 1607676.
<https://doi.org/10.3389/ijph.2024.1607676>
- Kautzky-Willer, A., Harreiter, J., & Pacini, G. (2016). Sex and gender differences in risk, pathophysiology and complications of type 2 diabetes mellitus. *Endocrine Reviews*, 37(3), 278–316.
<https://doi.org/10.1210/er.2015-1137>
- Kelly, J., Tattari, V., & Myllyvirta, L. (2024). *Air quality impacts of delaying coal power plant decommissioning in Bulgaria*. Centre for Research on Energy and Clean Air.

- <https://energyandcleanair.org/publication/air-quality-impacts-of-delaying-coal-power-plant-decommissioning-in-bulgaria/>
- Khomenko, S., Burov, A., Dzhambov, A. M., de Hoogh, K., Helbich, M., Mijling, B., Hlebarov, I., Popov, I., Dimitrova, D., Dimitrova, R., Markevych, I., Germanova, N., Brezov, D., Iungman, T., Montana, F., Chen, X., Gehring, U., Khreis, H., Mueller, N., ... Nieuwenhuijsen, M. (2025). Health burden and inequities of urban environmental stressors in Sofia, Bulgaria. *Environmental Research*, 279, 121782. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2025.121782>
- Khomenko, S., Pisoni, E., Thunis, P., Bessagnet, B., Cirach, M., Iungman, T., Barboza, E. P., Khreis, H., Mueller, N., Tonne, C., de Hoogh, K., Hoek, G., Chowdhury, S., Lelieveld, J., & Nieuwenhuijsen, M. (2023). Spatial and sector-specific contributions of emissions to ambient air pollution and mortality in European cities: A health impact assessment. *The Lancet Public Health*, 8(7), e546–e558. [https://doi.org/10.1016/S2468-2667\(23\)00106-8](https://doi.org/10.1016/S2468-2667(23)00106-8)
- Kim, E. J., Holloway, T., Kokandakar, A., Harkey, M., Elkins, S., Goldberg, D. L., & Heck, C. (2024). A comparison of regression methods for inferring near-surface NO₂ with satellite data. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 129, e2024JD040906. <https://doi.org/10.1029/2024JD040906>
- Klæboe, R., Amundsen, A. H., & Fyhri, A. (2008). Annoyance from vehicular air pollution: A comparison of European exposure–response relationships. *Atmospheric Environment*, 42(33), 7689–7694. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.04.049>
- Klæboe, R., Kolbenstvedt, M., Clench-Aas, J., & Bartonova, A. (2000). Oslo traffic study – Part 1: An integrated approach to assess the combined effects of noise and air pollution on annoyance. *Atmospheric Environment*, 34, 4727–4736. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(00\)00304-6](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(00)00304-6)
- Klomp maker, J. O., Janssen, N. A. H., Andersen, Z. J., Atkinson, R. W., Bauwelinck, M., Chen, J., de Hoogh, K., Houthuijs, D., Katsouyanni, K., Marra, M., Oftedal, B., Rodopoulou, S., Samoli, E., Stafoggia, M., Strak, M., Swart, W., Wesseling, J., Vienneau, D., Brunekreef, B., & Hoek, G. (2021). Comparison

- of associations between mortality and air pollution exposure estimated with a hybrid, a land-use regression and a dispersion model. *Environment International*, 146, 106306. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106306>
- Krachunov, I. I., Kyuchukov, N. H., Ivanova, Z. I., Yanev, N. A., Hristova, P. A., Borisova, E. D., Popova, T. P., Pavlov, P. S., Nikolova, P. T., & Ivanov, Y. Y. (2017). Impact of air pollution and outdoor temperature on the rate of chronic obstructive pulmonary disease exacerbations. *Folia Medica (Plovdiv)*, 59(4), 423–429. <https://doi.org/10.1515/folmed-2017-0053>
- Krickeberg, K., Van Trong, P., & Thi My Hanh, P. (2019). Modern epidemiology. In *Epidemiology: Key to public health* (2nd ed., p. 5). Springer Nature Switzerland AG.
- Kroenke, K., Spitzer, R. L., Williams, J. B. W., & Löwe, B. (2009). An ultra-brief screening scale for anxiety and depression: The PHQ–4. *Psychosomatics*, 50(6), 613–621. [https://doi.org/10.1016/S0033-3182\(09\)70864-3](https://doi.org/10.1016/S0033-3182(09)70864-3)
- Kuehnel, N., Ziemke, D., & Moeckel, R. (2021). Traffic noise feedback in agent-based integrated land-use/transport models. *Journal of Transport and Land Use*, 14(1), 325–344. <https://doi.org/10.5198/jtlu.2021.1852>
- Larkin, A., Anenberg, S., Goldberg, D. L., Mohegh, A., Brauer, M., & Hystad, P. (2023). A global spatial-temporal land use regression model for nitrogen dioxide air pollution. *Frontiers in Environmental Science*, 11, 1125979. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1125979>
- Larkin, A., Geddes, J. A., Martin, R. V., Xiao, Q., Liu, Y., Marshall, J. D., Brauer, M., & Hystad, P. (2017). Global land use regression model for nitrogen dioxide air pollution. *Environmental Science & Technology*, 51(12), 6957–6964. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b01148>
- Laugesen, K., Ludvigsson, J. F., Schmidt, M., Gissler, M., Valdimarsdottir, U. A., Lunde, A., & Sørensen, H. T. (2021). Nordic health registry-based research: A review of health care systems and key registries. *Clinical Epidemiology*, 13, 533–554. <https://doi.org/10.2147/CLEP.S314959>

- Laumbach, R., Meng, Q., & Kipen, H. (2015). What can individuals do to reduce personal health risks from air pollution? *Journal of Thoracic Disease*, 7(1), 96–107. <https://doi.org/10.3978/j.issn.2072-1439.2014.12.21>
- Lee, D., Robertson, C., Ramsay, C., & Pyper, K. (2020a). Quantifying the impact of the modifiable areal unit problem when estimating the health effects of air pollution. *Environmetrics*, 31, e2643. <https://doi.org/10.1002/env.2643>
- Lee, K. K., Bing, R., Kiang, J., Bashir, S., Spath, N., Stelzle, D., Mortimer, K., Bularga, A., Doudesis, D., Joshi, S. S., Strachan, F., Gumy, S., Adair-Rohani, H., Attia, E. F., Chung, M. H., Miller, M. R., Newby, D. E., Mills, N. L., McAllister, D. A., & Shah, A. S. V. (2020b). Adverse health effects associated with household air pollution: A systematic review, meta-analysis, and burden estimation study. *The Lancet Global Health*, 8(11), e1427–e1434. [https://doi.org/10.1016/S2214-109X\(20\)30343-0](https://doi.org/10.1016/S2214-109X(20)30343-0)
- Letellier, N., Zamora, S., Spoon, C., Yang, J. A., Mortamais, M., Escobar, G. C., Sears, D. D., Jankowska, M. M., & Benmarhnia, T. (2022). Air pollution and metabolic disorders: Dynamic versus static measures of exposure among Hispanics/Latinos and non-Hispanics. *Environmental Research*, 209, 112846. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.112846>
- Li, X. Y., Hao, L., Liu, Y. H., Chen, C. Y., Pai, V. J., & Kang, J. X. (2017). Protection against fine particle-induced pulmonary and systemic inflammation by omega-3 polyunsaturated fatty acids. *Biochimica et Biophysica Acta - General Subjects*, 1861(3), 577–584. <https://doi.org/10.1016/j.bbagen.2016.12.018>
- Liao, M., Zhang, S., Wolf, K., Bolte, G., Laxy, M., Schwettmann, L., Peters, A., Schneider, A., & Kraus, U. (2025). Long-term associations between ambient air pollution and self-perceived health status: Results from the population-based KORA-Fit study. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 264, 114513. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2024.114513>
- Limesurvey GmbH. (n.d.). *LimeSurvey: An open source survey tool*. LimeSurvey GmbH. <http://www.limesurvey.org>

- Lipfert, F. W. (2017). A critical review of the ESCAPE project for estimating long-term health effects of air pollution. *Environment International*, 99, 87–96. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.11.028>
- Liu, C., Xing, D. C., Hu, Q., Wang, S., Zhao, S., & Gao, M. (2022a). Stereoscopic hyperspectral remote sensing of the atmospheric environment: Innovation and prospects. *Earth-Science Reviews*, 226, 103958. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2022.103958>
- Liu, S., Wei, J., Li, X., Shu, L., Zhang, J., Fu, T. M., Yang, X., & Zhu, L. (2024). Underappreciated roles of soil nitrogen oxide emissions on global acute health burden. *Environment International*, 193, 109087. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2024.109087>
- Liu, S., Wu, R., Zhu, Y., Wang, T., Fang, J., Xie, Y., Yuan, N., Xu, H., Song, X., & Huang, W. (2022b). The effect of using personal-level indoor air cleaners and respirators on biomarkers of cardiorespiratory health: A systematic review. *Environment International*, 158, 106981. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106981>
- Logan, A. C., Prescott, S. L., & Katz, D. L. (2019). Golden age of medicine 2.0: Lifestyle medicine and planetary health prioritized. *Journal of Lifestyle Medicine*, 9(2), 75–91. <https://doi.org/10.15280/jlm.2019.9.2.75>
- Luminati, O., Ledebur de Antas de Campos, B., Flückiger, B., Brentani, A., Röösl, M., Fink, G., & de Hoogh, K. (2021). Land use regression modelling of NO₂ in São Paulo, Brazil. *Environmental Pollution*, 289, 117832. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117832>
- Ma, X., Zou, B., Deng, J., Gao, J., Longley, I., Xiao, S., Guo, B., Wu, Y., Xu, T., Xu, X., Yang, X., Wang, X., Tan, Z., Wang, Y., Morawska, L., & Salmond, J. (2024). A comprehensive review of the development of land use regression approaches for modeling spatiotemporal variations of ambient air pollution: A perspective from 2011 to 2023. *Environment International*, 183, 108430. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2024.108430>
- Machado, M., Santos, J. M., Frere, S., Chagnon, P., Reisen, V. A., Bondon, P., Ispány, M., Mavroidis, I., & Reis, N. C. Jr. (2021).

- Deconstruction of annoyance due to air pollution by multiple correspondence analyses. *Environmental Science and Pollution Research International*, 28(35), 47904–47920. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-13958-8>
- Machado, M., Santos, J. M., Reisen, V. A., Pego E Silva, A. F., Reis Junior, N. C., Bondon, P., Mavroidis, I., Prezotti Filho, P. R., Frere, S., & Lima, A. T. (2022). Parameters influencing population annoyance pertaining to air pollution. *Journal of Environmental Management*, 323, 115955. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115955>
- Maheswaran, R., Pearson, T., Smeeton, N. C., Beevers, S. D., Campbell, M. J., & Wolfe, C. D. (2012). Outdoor air pollution and incidence of ischemic and hemorrhagic stroke: A small-area level ecological study. *Stroke*, 43(1), 22–27. <https://doi.org/10.1161/STROKEAHA.110.610238>
- Maione, M., Mocca, E., Eisfeld, K., Kazepov, Y., & Fuzzi, S. (2021). Public perception of air pollution sources across Europe. *Ambio*, 50(6), 1150–1158. <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01450-5>
- Majumdar, S. K. (2000). History of medicine in the twentieth century: An overview. *Bulletin of the Indian Institute of History of Medicine*, 30(2), 117–150.
- Makri, A., & Stilianakis, N. I. (2008). Vulnerability to air pollution health effects. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 211(3–4), 326–336. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2007.06.005>
- Markevych, I., Tesch, F., Datzmann, T., Romanos, M., Schmitt, J., & Heinrich, J. (2018). Outdoor air pollution, greenspace, and incidence of ADHD: A semi-individual study. *Science of the Total Environment*, 642, 1362–1368. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.167>
- Marquet, O., Tello-Barsocchini, J., Couto-Trigo, D., Gómez-Varo, I., & Maciejewska, M. (2023). Comparison of static and dynamic exposures to air pollution, noise, and greenness among seniors living in compact-city environments. *International Journal of Health Geographics*, 22(1), 3. <https://doi.org/10.1186/s12942-023-00325-8>

- Marshall, S. W. (2007). Power for tests of interaction: Effect of raising the Type I error rate. *Epidemiologic Perspectives & Innovations*, 4, 4. <https://doi.org/10.1186/1742-5573-4-4>
- Maxwell, S. E., & Cole, D. A. (2007). Bias in cross-sectional analyses of longitudinal mediation. *Psychological Methods*, 12(1), 23–44. <https://doi.org/10.1037/1082-989X.12.1.23>
- McDuffie, E. E., Martin, R. V., Spadaro, J., Burnett, R. T., Smith, S. J., O'Rourke, P., Hammer, M., van Donkelaar, A., Bindle, L., Adeniran, J., Lin, J., & Brauer, M. (2021a). Fine particulate matter and global health: Fuel and sector contributions to ambient PM_{2.5} and its disease burden across multiple scales. *Nature Communications*, 12, Article 3594. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-23853-y>
- McDuffie, E., Martin, R., Yin, H., & Brauer, M. (2021b). Global burden of disease from major air pollution sources (GBD MAPS): A global approach. *Research Report Health Effects Institute*, 2021(210), 1–45. ISSN 1041-5505 (print) <https://www.healtheffects.org/publication/global-burden-disease-major-air-pollution-sources-gbd-maps-global-approach>
- Michaelsen, M. M., & Esch, T. (2021). Motivation and reward mechanisms in health behavior change processes. *Brain Research*, 1757, 147309. <https://doi.org/10.1016/j.brainres.2021.147309>
- Montero-Montoya, R., López-Vargas, R., & Arellano-Aguilar, O. (2018). Volatile organic compounds in air: Sources, distribution, exposure and associated illnesses in children. *Annals of Global Health*, 84(2), 225–238. <https://doi.org/10.29024/aogh.910>
- Mosley, S. (2014). Environmental history of air pollution and protection. In M. Agnoletti & S. Neri Seneri (Eds.), *The Basic Environmental History* (Vol. 4, pp. 141–160). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-319-09180-8_5
- Mueller, N., Anderle, R., Brachowicz, N., Graziadei, H., Lloyd, S. J., de Sampaio Morais, G., Sironi, A. P., Gibert, K., Tonne, C., Nieuwenhuijsen, M., & Rasella, D. (2023). Model choice for quantitative health impact assessment and modelling: An expert consultation and narrative literature review. *International*

- Journal of Health Policy and Management*, 12, 7103.
<https://doi.org/10.34172/ijhpm.2023.7103>
- Mueller, N., Daher, C., Rojas-Rueda, D., Delgado, L., Vicioso, H., Gascon, M., Marquet, O., Vert, C., Martin, I., & Nieuwenhuijsen, M. (2021). Integrating health indicators into urban and transport planning: A narrative literature review and participatory process. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 235, 113772.
<https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2021.113772>
- Munir, S., Mayfield, M., Coca, D., & Mihaylova, L. S. (2020). A nonlinear land use regression approach for modelling NO₂ concentrations in urban areas—Using data from low-cost sensors and diffusion tubes. *Atmosphere*, 11(7), 736.
<https://doi.org/10.3390/atmos11070736>
- Murray, C., Ezzati, M., Lopez, A., Rodgers, A., & Vander Hoorn, S. (2004). Comparative quantification of health risks: Conceptual framework and methodological issues. In M. Ezzati, A. Lopez, A. Rogers, & C. Murray (Eds.), *Comparative quantification of health risks: Global and regional burden of disease attributable to selected major risk factors* (pp. 1–38). Geneva: World Health Organization.
- Mytton, O. T., Tainio, M., Ogilvie, D., Panter, J., Cobiac, L., & Woodcock, J. (2017). The modelled impact of increases in physical activity: The effect of both increased survival and reduced incidence of disease. *European Journal of Epidemiology*, 32(3), 235–250. <https://doi.org/10.1007/s10654-017-0235-1>
- National Academy of Sciences. Improving Health in the United States: The Role of Health Impact Assessment. Washington: The National academy of sciences press; 2011, p. 14-17. ISBN-13: 978-0-309-21883-2
- National Academy of Sciences. (2011). *Improving health in the United States: The role of health impact assessment* (pp. 7; 14–17). The National Academies Press. <https://doi.org/10.17226/13229>
- Nieuwenhuijsen, M., & Bert, B. (2023). Environmental exposure assessment. In D. Baker & M. J. Nieuwenhuijsen (Eds.), *Environmental epidemiology: Study methods and application*.

- Nieuwenhuijsen, M., de Nazelle, A., Pradas, M. C., Daher, C., Dzhambov, A. M., Echave, C., Gössling, S., Iungman, T., Khreis, H., Kirby, N., Khomenko, S., Leth, U., Lorenz, F., Matkovic, V., Müller, J., Palència, L., Pereira Barboza, E., Pérez, K., Tatah, L., Tiran, J., Tonne, C., & Mueller, N. (2024). The Superblock model: A review of an innovative urban model for sustainability, liveability, health and well-being. *Environmental Research*, 251(Part 1), 118550. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.118550>
- Nieuwenhuijsen, M. J., Khreis, H., Verlinghieri, E., Mueller, N., & Rojas-Rueda, D. (2017). Participatory quantitative health impact assessment of urban and transport planning in cities: A review and research needs. *Environment International*, 103, 61–72. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.03.022>
- Nieuwenhuijsen, M. J. (2021). New urban models for more sustainable, liveable and healthier cities post COVID-19; reducing air pollution, noise and heat island effects and increasing green space and physical activity. *Environment International*, 157, 106850. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106850>
- Nuckols, J. R., Ward, M. H., & Jarup, L. (2004). Using geographic information systems for exposure assessment in environmental epidemiology studies. *Environmental Health Perspectives*, 112(9), 1007–1015. <https://doi.org/10.1289/ehp.6738>
- Oiamo, T. H., Luginaah, I. N., & Baxter, J. (2015). Cumulative effects of noise and odour annoyances on environmental and health related quality of life. *Social Science & Medicine*, 146, 191–203. <https://doi.org/10.1016/j.socscimed.2015.10.043>
- Oksanen, T., Kivimäki, M., Pentti, J., Virtanen, M., Klaukka, T., & Vahtera, J. (2010). Self-report as an indicator of incident disease. *Annals of Epidemiology*, 20(7), 547–554. <https://doi.org/10.1016/j.annepidem.2010.03.017>
- Okura, Y., Urban, L. H., Mahoney, D. W., Jacobsen, S. J., & Rodeheffer, R. J. (2004). Agreement between self-report questionnaires and medical record data was substantial for diabetes, hypertension, myocardial infarction and stroke but not

- for heart failure. *Journal of Clinical Epidemiology*, 57(10), 1096–1103. <https://doi.org/10.1016/j.jclinepi.2004.04.005>
- OpenStreetMap contributors. (2015). Planet dump [Data file]. <https://planet.openstreetmap.org>
- OpenStreetMap contributors. (2023). *OpenStreetMap* [Data set]. OpenStreetMap Foundation. <https://www.openstreetmap.org>
- Orru, K., Nordin, S., Harzia, H., & Orru, H. (2018). The role of perceived air pollution and health risk perception in health symptoms and disease: A population-based study combined with modelled levels of PM10. *International Archives of Occupational and Environmental Health*, 91(5), 581–589. <https://doi.org/10.1007/s00420-018-1303-x>
- Palmieri, B., Corazzari, V., Vadala', M., Vallelunga, A., Morales-Medina, J. C., & Iannitti, T. (2020). The role of sensory and olfactory pathways in multiple chemical sensitivity. *Reviews on Environmental Health*, 36(3), 319–326. <https://doi.org/10.1515/reveh-2020-0058>
- Parasin, N., Amnuaylojaroen, T., Saokaew, S., Sittichai, N., Tabkhan, N., & Dilokthornsakul, P. (2025). Outdoor air pollution exposure and the risk of type 2 diabetes mellitus: A systematic umbrella review and meta-analysis. *Environmental Research*, 269, 120885. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2025.120885>
- Patrick, H., & Williams, G. C. (2012). Self-determination theory: Its application to health behavior and complementarity with motivational interviewing. *International Journal of Behavioral Nutrition and Physical Activity*, 9, 18. <https://doi.org/10.1186/1479-5868-9-18>
- Pelgrims, I., Devleesschauwer, B., Keune, H., Nawrot, T. S., Remmen, R., Saenen, N. D., Thomas, I., Gorasso, V., Van der Heyden, J., De Smedt, D., & De Clercq, E. (2022). Validity of self-reported air pollution annoyance to assess long-term exposure to air pollutants in Belgium. *Environmental Research*, 210, 113014. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113014>
- Pereira Barboza, E., Montana, F., Cirach, M., Iungman, T., Khomenko, S., Gallagher, J., Thondoo, M., Mueller, N., Keune, H., MacIntyre, T., & Nieuwenhuijsen, M. (2023). Environmental health impacts and inequalities in green space and air pollution

- in six medium-sized European cities. *Environmental Research*, 237(Part 1), 116891. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.116891>
- Petkova, E. P., Dimitrova, L. K., Sera, F., & Gasparrini, A. (2021). Mortality attributable to heat and cold among the elderly in Sofia, Bulgaria. *International Journal of Biometeorology*, 65, 865–872. <https://doi.org/10.1007/s00484-020-02064-y>
- Piccardo, M. T., Geretto, M., Pulliero, A., & Izzotti, A. (2022). Odor emissions: A public health concern for health risk perception. *Environmental Research*, 204(Part B), 112121. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.112121>
- Platikanova, M., & Penkova-Radicheva, M. (2016). Observable effects of atmospheric pollution on outpatient and inpatient morbidity in Bulgaria. *Iranian Journal of Public Health*, 45(4), 515–522. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC4888179/>
- Postadzhiyan, A., Yotov, Y., Tisheva-Gospodinova, S., Nikolov, F., Ramchev, K., Raev, D., Kiru, G., Beaney, T., Janssen-Telders, C., & Poulter, N. R. (2024). May Measurement Month 2021: An analysis of blood pressure screening results from Bulgaria. *European Heart Journal Supplements*, 26(Suppl 3), iii20–iii22. <https://doi.org/10.1093/eurheartjsupp/suae040>
- Postadzhiyan, A., Yotov, Y., Tisheva-Gospodinova, S., Nikolov, F., Ramshev, K., Gruev, I., & Raev, D. (2023). Opportunistic screening for hypertension in the general population in Bulgaria: International Society of Hypertension May Measurement Month Campaign. *Bulgarian Cardiology*, 3, 34–39. <https://doi.org/10.3897/bgcardio.29.e109746>
- Puka, L. (2011). Kendall's tau. In M. Lovric (Ed.), *International encyclopedia of statistical science* (pp. 713–716). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-642-04898-2_324
- Romieu, I., Castro-Giner, F., Künzli, N., & Sunyer, J. (2008). Air pollution, oxidative stress and dietary supplementation: A review. *European Respiratory Journal*, 31(1), 179–197. <https://doi.org/10.1183/09031936.00128106>
- QGIS.org. (2022). *QGIS Geographic Information System*. QGIS Association. <http://www.qgis.org>

- Qin, P., Luo, X., Zeng, Y., Zhang, Y., Li, Y., Wu, Y., Han, M., Qie, R., Wu, X., Liu, D., Huang, S., Zhao, Y., Feng, Y., Yang, X., Hu, F., Sun, X., Hu, D., & Zhang, M. (2021). Long-term association of ambient air pollution and hypertension in adults and in children: A systematic review and meta-analysis. *Science of the Total Environment*, 796, 148620. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148620>
- Querol, X., Tobías, A., Pérez, N., Karanasiou, A., Amato, F., Stafoggia, M., Pérez García-Pando, C., Ginoux, P., Forastiere, F., Gumy, S., Mudu, P., & Alastuey, A. (2019). Monitoring the impact of desert dust outbreaks for air quality for health studies. *Environment International*, 130, 104867. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.05.061>
- Rajendran, A., Minhas, A. S., Kazzi, B., Varma, B., Choi, E., Thakkar, A., & Michos, E. D. (2023). Sex-specific differences in cardiovascular risk factors and implications for cardiovascular disease prevention in women. *Atherosclerosis*, 384, 117269. <https://doi.org/10.1016/j.atherosclerosis.2023.117269>
- Ramírez, A. S., Ramondt, S., Van Bogart, K., & Perez-Zuniga, R. (2019). Public awareness of air pollution and health threats: Challenges and opportunities for communication strategies to improve environmental health literacy. *Journal of Health Communication*, 24(1), 75–83. <https://doi.org/10.1080/10810730.2019.1574320>
- Ren, X., Mi, Z., & Georgopoulos, P. G. (2020). Comparison of machine learning and land use regression for fine scale spatiotemporal estimation of ambient air pollution: Modeling ozone concentrations across the contiguous United States. *Environment International*, 142, 105827. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105827>
- Rienda, I. C., & Alves, C. A. (2021). Road dust resuspension: A review. *Atmospheric Research*, 261, 105740. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2021.105740>
- Rigaud, M., Buekers, J., Bessems, J., Basagaña, X., Mathy, S., Nieuwenhuijsen, M., & Slama, R. (2024). The methodology of quantitative risk assessment studies. *Environmental health*, 23(1), 13. <https://doi.org/10.1186/s12940-023-01039-x>

- Riley, R., de Preux, L., Capella, P., Mejia, C., Kajikawa, Y., & de Nazelle, A. (2021). How do we effectively communicate air pollution to change public attitudes and behaviours? A review. *Sustainability Science*, 16, 2027–2047. <https://doi.org/10.1007/s11625-021-01038-2>
- Robinson, L. A., Hammitt, J. K., Chang, A. Y., & Resch, S. (2017). Understanding and improving the one and three times GDP per capita cost-effectiveness thresholds. *Health Policy and Planning*, 32(1), 141–145. <https://doi.org/10.1093/heapol/czw096>
- Rodríguez-Hernández, H., Simental-Mendía, L. E., Rodríguez-Ramírez, G., & Reyes-Romero, M. A. (2013). Obesity and inflammation: Epidemiology, risk factors, and markers of inflammation. *International Journal of Endocrinology*, 2013, 678159. <https://doi.org/10.1155/2013/678159>
- Rosenberg, C. E. (2012). Epilogue: Airs, waters, places. A status report. *Bulletin of the History of Medicine*, 86(4), 661–670. <https://doi.org/10.1353/bhm.2012.0076>
- Rothman, K. J., Greenland, S., & Lash, T. L. (2008). *Modern epidemiology* (3rd ed.). Lippincott Williams & Wilkins.
- Royston, P., & Ambler, G. (2002). GAM: Stata module for generalised additive models. *Statistical Software Components S428701*. Boston College Department of Economics. <https://ideas.repec.org/c/boc/bocode/s428701.html>
- Rutter, C. M., Zaslavsky, A. M., & Feuer, E. J. (2011). Dynamic microsimulation models for health outcomes: A review. *Medical Decision Making*, 31(1), 10–18. <https://doi.org/10.1177/0272989X10369005>
- Salomon, J. A. (2014). Disability-adjusted life years. In A. J. Culyer (Ed.), *Encyclopedia of health economics* (pp. 200–203). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-375678-7.00511-3>
- Salomon, J. A., Vos, T., Hogan, D. R., Gagnon, M., Naghavi, M., Mokdad, A., ... Murray, C. J. L. (2012). Common values in assessing health outcomes from disease and injury: Disability weights measurement study for the Global Burden of Disease Study 2010. *The Lancet*, 380(9859), 2129–2143. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(12\)61680-8](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(12)61680-8)

- Schmitz, S., Weiland, L., Becker, S., Niehoff, H., Schwartzbach, O., & von Schneidemesser, E. (2018). An assessment of perceptions of air quality surrounding the implementation of a traffic-reduction measure in a local urban environment. *Sustainable Cities and Society*, 41, 525–537. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2018.06.011>
- Schwartz J. (1994). Air pollution and daily mortality: a review and meta analysis. *Environmental research*, 64(1), 36–52. <https://doi.org/10.1006/enrs.1994.1005>.
- Schneider, A. L., Pankow, J. S., Heiss, G., & Selvin, E. (2012). Validity and reliability of self-reported diabetes in the Atherosclerosis Risk in Communities Study. *American Journal of Epidemiology*, 176(8), 738–743. <https://doi.org/10.1093/aje/kws156>
- Sellier, Y., Galineau, J., Hulin, A., Caini, F., Marquis, N., Navel, V., Bottagisi, S., Giorgis-Allemand, L., Jacquier, C., Slama, R., Lepeule, J., & EDEN Mother–Child Cohort Study Group (2014). Health effects of ambient air pollution: do different methods for estimating exposure lead to different results?. *Environment international*, 66, 165–173. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.02.001>
- Setton, E., Marshall, J. D., Brauer, M., Lundquist, K. R., Hystad, P., Keller, P., & Cloutier-Fisher, D. (2011). The impact of daily mobility on exposure to traffic-related air pollution and health effect estimates. *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology*, 21(1), 42–48. <https://doi.org/10.1038/jes.2010.14>
- Shen, Y., de Hoogh, K., Schmitz, O., Clinton, N., Tuxen-Bettman, K., Brandt, J., Christensen, J. H., Frohn, L. M., Geels, C., Karssenberg, D., Vermeulen, R., & Hoek, G. (2022). Europe-wide air pollution modeling from 2000 to 2019 using geographically weighted regression. *Environment International*, 168, 107485. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107485>
- Shen, Y., de Hoogh, K., Schmitz, O., Clinton, N., Tuxen-Bettman, K., Brandt, J., Christensen, J. H., Frohn, L. M., Geels, C., Karssenberg, D., Vermeulen, R., & Hoek, G. (2024). Monthly

- average air pollution models using geographically weighted regression in Europe from 2000 to 2019. *Science of the Total Environment*, 918, 170550.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.170550>
- Shepherd, D., Dirks, K., Welch, D., McBride, D., & Landon, J. (2016). The covariance between air pollution annoyance and noise annoyance, and its relationship with health-related quality of life. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 13(8), 792.
<https://doi.org/10.3390/ijerph13080792>
- Simidchiev, A., Ljubomirova, C., Vodenicharova, A., Kundurzhiev, T., & Tzacheva, N. (2020). Link between fine particulate matter in ambient air and health-related contacts in Sofia's ambulance, outpatient and hospital emergency services. *European Respiratory Journal*, 56(Suppl 64), 1300.
<https://doi.org/10.1183/13993003.congress-2020.1300>
- Slovic, P. (1987). Perception of risk. *Science*, 236(4799), 280–285.
<https://doi.org/10.1126/science.3563507>
- Song, J., Zhou, S., Xu, J., & Su, L. (2021). From PM_{2.5} exposure to PM_{2.5} risks of inhaled dose in daily activities: Empirical evidence during workdays from Guangzhou, China. *Atmospheric Environment*, 249, 118224.
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2021.118224>
- Sørensen, S. T., Kristensen, F. P., Troelsen, F. S., Schmidt, M., & Sørensen, H. T. (2023). Health registries as research tools: A review of methodological key issues. *Danish Medical Journal*, 70(4), A12220796.
- Staab, J., Droin, A., Weigand, M., Dallavalle, M., Wolf, K., Schady, A., Lakes, T., Wurm, M., & Taubenböck, H. (2025). Pixels chisels and contours - Technical variations in European road traffic noise exposure maps. *SSRN*.
<https://doi.org/10.2139/ssrn.4879933>
- Stafoggia, M., Oftedal, B., Chen, J., Rodopoulou, S., Renzi, M., Atkinson, R. W., Bauwelinck, M., Klompmaker, J. O., Mehta, A., Vienneau, D., Andersen, Z. J., Bellander, T., ... Hoek, G., & Janssen, N. A. H. (2022). Long-term exposure to low ambient air pollution concentrations and mortality among 28 million

- people: Results from seven large European cohorts within the ELAPSE project. *The Lancet Planetary Health*, 6(1), e9–e18. [https://doi.org/10.1016/S2542-5196\(21\)00277-1](https://doi.org/10.1016/S2542-5196(21)00277-1)
- Stanek, L. W., Brown, J. S., Stanek, J., Gift, J., & Costa, D. L. (2011). Air pollution toxicology—A brief review of the role of the science in shaping the current understanding of air pollution health risks. *Toxicological Sciences*, 120(Suppl 1), S8–S27. <https://doi.org/10.1093/toxsci/kfq367>
- StataCorp. (2023). *Stata statistical software: Release 18*. StataCorp LLC. <https://www.stata.com/>
- Stenlund, T., Lidén, E., Andersson, K., Garvill, J., & Nordin, S. (2009). Annoyance and health symptoms and their influencing factors: A population-based air pollution intervention study. *Public Health*, 123(4), 339–345. <https://doi.org/10.1016/j.puhe.2008.12.021>
- Stoyanov, D., & Nakov, V. (2023). The mental health system in Bulgaria: Socialist heritage and prospects. *Consortium Psychiatricum*, 4(2), 115–124. <https://doi.org/10.17816/CP8631>
- Strak, M., Weinmayr, G., Rodopoulou, S., Chen, J., de Hoogh, K., Andersen, Z. J., ... Samoli, E. (2021). Long-term exposure to low level air pollution and mortality in eight European cohorts within the ELAPSE project: Pooled analysis. *BMJ*, 374, n1904. <https://doi.org/10.1136/bmj.n1904>
- Takuchev, N., Vasileva, I., & Petrova, S. (2014). Dispersion modeling of the air pollution emitted by the traffic in the transport tunnel under the old town of Plovdiv, Bulgaria. *Ecologia Balkanica*, 6(1), 73–86.
- Tennant, P. W. G., Murray, E. J., Arnold, K. F., Berrie, L., Fox, M. P., Gadd, S. C., Harrison, W. J., Keeble, C., Ranker, L. R., Textor, J., Tomova, G. D., Gilthorpe, M. S., & Ellison, G. T. H. (2021). Use of directed acyclic graphs (DAGs) to identify confounders in applied health research: Review and recommendations. *International Journal of Epidemiology*, 50(2), 620–632. <https://doi.org/10.1093/ije/dyaa213>
- Textor, J., van der Zander, B., Gilthorpe, M. K., Liskiewicz, M., & Ellison, G. T. H. (2016). Robust causal inference using directed

- acyclic graphs: The R package 'dagitty'. *International Journal of Epidemiology*, 45(6), 1887–1894.
<https://doi.org/10.1093/ije/dyw341>
- The European Space Agency. (2019). *Nitrogen dioxide pollution mapped*.
https://www.esa.int/Applications/Observing_the_Earth/Copernicus/Sentinel-5P/Nitrogen_dioxide_pollution_mapped
- Thurston, G. D., Kipen, H., Annesi-Maesano, I., Balmes, J., Brook, R. D., Cromar, K., De Matteis, S., Forastiere, F., Forsberg, B., Frampton, M. W., Grigg, J., Heederik, D., Kelly, F. J., Kuenzli, N., Laumbach, R., Peters, A., Rajagopalan, S. T., Rich, D., Ritz, B., ... Brunekreef, B. (2017). A joint ERS/ATS policy statement: What constitutes an adverse health effect of air pollution? An analytical framework. *European Respiratory Journal*, 49(1), 1600419. <https://doi.org/10.1183/13993003.00419-2016>
- Tobías, A., Querol, X., Roqué, M., Suu Lwin, K., Yuan, L., Ith, S., Zin Wai, H., Lester Chua, P., Solá, I., Renzi, M., Stafoggia, M., & Hashizume, M. (2025). Short-term exposure to desert dust and sandstorms and all-cause and cause-specific mortality and morbidity: A systematic review and meta-analysis. *Environment International*, 196, 109277.
<https://doi.org/10.1016/j.envint.2025.109277>
- Turnovska, T., Sirakova, I., & Tzvetkova, T. (2001). Far-reaching consequences of high level air pollution on the developing immune system. *Reviews on Environmental Health*, 16(4), 281–289. <https://doi.org/10.1515/reveh.2001.16.4.281>
- Turnovska, T. H., Mandadzhieva, S. K., Marinov, B. I., & Kostianev, S. S. (2007). Respiratory and cardiovascular functions among smoking and nonsmoking girls from two regions with different air pollution degree. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 210(1), 61–68.
<https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2006.08.002>
- Turnovska, T. H., & Marinov, B. I. (2009). The influence of air pollution during intrauterine development and early childhood on respiratory functions at later age. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 212(5), 519–532.
<https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2009.03.002>

- UK Biobank. (2014). *UK Small Area Health Statistics Unit – December 2014: UK Biobank – Environmental Exposures – Metadata*. <https://biobank.ndph.ox.ac.uk/ukb/refer.cgi?id=2010>
- Valles, S. (2020). Philosophy of biomedicine. In E. N. Zalta (Ed.), *The Stanford encyclopedia of philosophy* (Summer 2020 ed.). <https://plato.stanford.edu/archives/sum2020/entries/biomedicine/>
- VanderWeele, T. J. (2016). Mediation analysis: A practitioner's guide. *Annual Review of Public Health*, 37, 17–32. <https://doi.org/10.1146/annurev-publhealth-032315-021402>
- Veleva, E., Filipova, M., & Jordanova, P. (2023). Machine learning approach to study and predict air pollution in Ruse, Bulgaria. *AIP Conference Proceedings*, 2953, 030005. <https://doi.org/10.1063/5.0178495>
- Velizarova, M., Dimitrova, R., Hristov, P. O., Burov, A., Brezov, D., Hristova, E., & Gueorguiev, O. (2024). Evaluation of emission factors for particulate matter and NO₂ from road transport in Sofia, Bulgaria. *Atmosphere*, 15, 773. <https://doi.org/10.3390/atmos15070773>
- Venter, Z. S., Aunan, K., Chowdhury, S., & Lelieveld, J. (2020). COVID-19 lockdowns cause global air pollution declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 117(32), 18984–18990. <https://doi.org/10.1073/pnas.2006853117>
- Vienneau, D., de Hoogh, K., Bechle, M. J., Beelen, R., van Donkelaar, A., Martin, R. V., Millet, D. B., Hoek, G., & Marshall, J. D. (2013). Western European land use regression incorporating satellite- and ground-based measurements of NO₂ and PM₁₀. *Environmental Science & Technology*, 47(23), 13555–13564. <https://doi.org/10.1021/es403089q>
- Viera, A. J. (2008). Odds ratios and risk ratios: What's the difference and why does it matter? *Southern Medical Journal*, 101(7), 730–734. <https://doi.org/10.1097/SMJ.0b013e31817a7ee4>
- Vine, M. F., Degnan, D., & Hanchette, C. (1997). Geographic information systems: Their use in environmental epidemiologic research. *Environmental Health Perspectives*, 105(6), 598–605. <https://doi.org/10.1289/ehp.97105598>

- Vizcaino, P., & Lavallo, C. (2018). Development of European NO₂ land use regression model for present and future exposure assessment: Implications for policy analysis. *Environmental Pollution*, 240, 140–154. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.03.075>
- Wako, W. G., Clemens, T., Ogletree, S., Williams, A. J., & Jepson, R. (2025). Validity, reliability and acceptability of wearable sensor devices to monitor personal exposure to air pollution and pollen: A systematic review of mobility based exposure studies. *Building and Environment*, 277, 112931. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2025.112931>
- Wang, F. (2020). Why public health needs GIS: A methodological overview. *Annals of GIS*, 26(1), 1–12. <https://doi.org/10.1080/19475683.2019.1702099>
- Wang, M., Ragettli, M., Cyrus, J., Wolf, K., Hoek, G., Brunekreef, B., Nystad, W., Udvardy, O., Korek, M., Varró, M. J., Stempfelet, M., Hoffmann, B., Yli-Tuomi, T., Eriksen, K. T., Cirach, M., Ineichen, A., Eeftens, M., Forastiere, F., Galassi, C., & de Hoogh, K. (2014). Performance of multi-city land use regression models for nitrogen dioxide and fine particles. *Environmental Health Perspectives*, 122(8), 843–849. <https://doi.org/10.1289/ehp.1307271>
- Wasserstein, R. L., Schirm, A. L., & Lazar, N. A. (2019). Moving to a world beyond “ $p < 0.05$.” *The American Statistician*, 73(sup1), 1–19. <https://doi.org/10.1080/00031305.2019.1583913>
- Wasserstein, R. L., & Lazar, N. A. (2016). The ASA’s statement on p-values: Context, process, and purpose. *The American Statistician*, 70(2), 129–133. <https://doi.org/10.1080/00031305.2016.1154108>
- Wei, L., Helbich, M., Flückiger, B., Shen, Y., Vlaanderen, J., Jeong, A., Probst-Hensch, N., de Hoogh, K., Hoek, G., & Vermeulen, R. (2025). Variability in mobility-based air pollution exposure assessment: Effects of GPS tracking duration and temporal resolution of air pollution maps. *Environment International*, 198, 109454. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2025.109454>
- Werner, M., Porwisiak, P., Kryza, M., Gawuc, L., Szymankiewicz, K., Holland, M., Drzeniecka-Osiadacz, A., Skotak, K., & Vieno, M.

- (2025). Environmental, health and economic benefits of emission reduction in residential sector – A case study for Poland. *Atmospheric Pollution Research*, 16(1), 102360. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2024.102360>
- WHO Regional Office for Europe. (2013). *Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIHAAP Project: Technical report*. World Health Organization. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK361807/>
- Whitcomb, B. W., & Naimi, A. I. (2020). Things don't always go as expected: The example of nondifferential misclassification of exposure—Bias and error. *American Journal of Epidemiology*, 189(5), 365–368. <https://doi.org/10.1093/aje/kwaa020>
- Wong, P.-Y., Su, H.-J., Lee, H.-Y., Chen, Y.-C., Hsiao, Y.-P., Huang, J.-W., Teo, T.-A., Wu, C.-D., & Spengler, J. D. (2021). Using land-use machine learning models to estimate daily NO₂ concentration variations in Taiwan. *Journal of Cleaner Production*, 317, 128411. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128411>
- Woodcock, J., Abbas, A., Ullrich, A., Tainio, M., Lovelace, R., Sá, T. H., Westgate, K., & Goodman, A. (2018). Development of the Impacts of Cycling Tool (ICT): A modelling study and web tool for evaluating health and environmental impacts of cycling uptake. *PLOS Medicine*, 15(7), e1002622. <https://doi.org/10.1371/journal.pmed.1002622>
- World Health Organization. (2023). *Global report on hypertension: The race against a silent killer*. World Health Organization. ISBN 978-92-4-008106-2
- World Health Organization. (2021). *WHO global air quality guidelines: Particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide*. World Health Organization.
- Xu, Z., Wang, W., Liu, Q., Li, Z., Lei, L., Ren, L., Deng, F., Guo, X., & Wu, S. (2022). Association between gaseous air pollutants and biomarkers of systemic inflammation: A systematic review and meta-analysis. *Environmental Pollution*, 292(Pt A), 118336. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118336>

- Yang, B. Y., Qian, Z. M., Li, S., Chen, G., Bloom, M. S., Elliott, M., Syberg, K. W., Heinrich, J., Markevych, I., Wang, S. Q., Chen, D., Ma, H., Chen, D. H., Liu, Y., Komppula, M., Leskinen, A., Liu, K. K., Zeng, X. W., Hu, L. W., Guo, Y., & Dong, G. H. (2018). Ambient air pollution in relation to diabetes and glucose-homeostasis markers in China: A cross-sectional study with findings from the 33 Communities Chinese Health Study. *The Lancet Planetary Health*, 2(2), e64–e73. [https://doi.org/10.1016/S2542-5196\(18\)30001-9](https://doi.org/10.1016/S2542-5196(18)30001-9)
- Zalzal, J., Alameddine, I., El Khoury, C., Minet, L., Shekarrizfard, M., Weichenthal, S., & Hatzopoulou, M. (2019). Assessing the transferability of land use regression models for ultrafine particles across two Canadian cities. *Science of the Total Environment*, 662, 722–734. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.166>
- Zhang, J., Wei, Y., & Fang, Z. (2019). Ozone pollution: A major health hazard worldwide. *Frontiers in Immunology*, 10, 2518. <https://doi.org/10.3389/fimmu.2019.02518>
- Zhang, K., Brook, R. D., Li, Y., Rajagopalan, S., & Kim, J. B. (2023). Air pollution, built environment, and early cardiovascular disease. *Circulation Research*, 132(12), 1707–1724. <https://doi.org/10.1161/CIRCRESAHA.123.322002>
- Zhao, T., Heinrich, J., Brauer, M., Fulman, N., Idroze, N. S., Baumbach, C., Buters, J., Markevych, I., Ritz, B., Tham, R., Yang, B. Y., Zeng, X. W., Alashhab, S., Gui, Z. H., Lin, L. Z., Nowak, D., Sadeh, M., Singh, N., Dong, G. H., & Fuertes, E. (2025). Urban greenspace under a changing climate: Benefit or harm for allergies and respiratory health? *Environmental Epidemiology*, 9(2), e372. <https://doi.org/10.1097/EE9.0000000000000372>
- Zheng, X. Y., Orellano, P., Lin, H. L., Jiang, M., & Guan, W. J. (2021). Short-term exposure to ozone, nitrogen dioxide, and sulphur dioxide and emergency department visits and hospital admissions due to asthma: A systematic review and meta-analysis. *Environment International*, 150, 106435. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106435>
- Zhou, B., Zhang, S., Xue, R., Li, J., & Wang, S. (2023a). A review of Space-Air-Ground integrated remote sensing techniques for

- atmospheric monitoring. *Journal of Environmental Sciences*, 123, 3–14. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2021.12.008>
- Zhou, X., Zhou, X., Wang, C., & Zhou, H. (2023b). Environmental and human health impacts of volatile organic compounds: A perspective review. *Chemosphere*, 313, 137489. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.137489>
- Агенция по геодезия, картография и кадастър. (2023). *Начална страница*. <https://www.cadaastre.bg/frontpage>
- Буров, А., Джамбов, А., Димитрова, Д., & Сдружение „Въздух за здраве“. (2024). *Становище относно „Проект на Наредба за здравните изисквания към устройството на урбанизираните територии“*. <https://www.strategy.bg/publicconsultations/View.aspx?lang=bg-BG&Id=8335>
- Буров, А., & Трифонов, Д. (2020). *Анализ на данни за нивата на азотен диоксид в София: Анализ на данни от 42 точки, събрани в рамките на периода 3 юни 2019 – 31 май 2020 година (версия 2.0)*. София: Екологично сдружение „За Земята“. <https://www.zazemiata.org/resources/doklad-azoten-dioksid-sofiya/>
- Великова, Ц., Костадинов, К., Иванова, Д., Петрова, И., Душкова, М., Петрова, Д., Кандиларов, Р., Господинова, С., & Малчев, С. (2024). Възприятия за влиянието на замърсения въздух върху здравето: Анкетно проучване сред 748 жители на Русе. *Здраве и наука*, 14(3-4), 38–65.
- Велкова – Монова, А. (2024). *Промоция на здравето* [Експертен доклад]. Лекарска мрежа „Въздуха за здраве“. <https://air4health.eu/resursi/>
- Велкова, А. (2013а). Видове епидемиологични проучвания. В *Епидемиология на здравето* (стр. 73–103). Плевен: Медицински университет – Плевен, Център за дистанционно обучение. ISBN 978-954-756-130-4
- Велкова, А. (2013b). Историческо развитие на епидемиологията. В *Епидемиология на здравето* (стр. 13–35). Плевен: Медицински университет – Плевен, Център за дистанционно обучение. ISBN 978-954-756-130-4

- Джамбов, А. (2024а). *Превенция на заболяванията, свързани със замърсяването на въздуха в България – роля на научните данни* [Експертен доклад]. Лекарска мрежа „Въздух за здраве“. <https://air4health.eu/resursi/>
- Джамбов, А. М. (2024b). *Урбанизация и здраве – комплексно въздействие на градската среда върху общественото здраве* [Курсова работа]. Медицински университет – София, Факултет по общественото здраве „проф. д-р Цекомир Воденичаров, дмн“.
- Джамбов, А. М. (2024с). *Специализирани здравни бази данни* [Курсова работа]. Медицински университет – София, Факултет по общественото здраве „проф. д-р Цекомир Воденичаров, дмн“.
- Димитрова, В. (2025). *Стигмата върху психичните разстройства в България*. София: Университетско издателство „Св. Климент Охридски“. ISBN 978-954-07-6085-8
- Захариев, Б. (2011). Плетеница от улици – анализ на обособени градски територии в София и Пловдив с методите на пространствения синтаксис. В *Годишник на Софийския университет „Св. Климент Охридски“, Философски факултет. Книга Социология, 103, 45–60*. https://research.uni-sofia.bg/bitstream/10506/473/1/Boyan%20Zahariev_ENTWISTED%20STREETS.pdf
- Институт за здравни ефекти. (2022). *Тенденции в качеството на въздуха и здравето в България: Специален доклад за състоянието на въздуха в световен мащаб*. Бостън, Масачузетс: Институт за здравни ефекти. ISSN 2578–6881.
- Лекарска мрежа „Въздух за здраве“, & Буров, А. (2025). *Препоръки за чист въздух в София*. Сдружение „Въздух за здраве“. <https://air4health.eu/resursi/>
- МОСВ-ИАОС (Министерство на околната среда и водите – Изпълнителна агенция по околна среда). (2024). *Национален доклад за състоянието и опазването на околната среда в РБългария за 2022 г.* <https://eea.government.bg/bg/dokladi>

- Национален статистически институт (НСИ). (2023a).
<https://nsi.bg/bg>
- Национален статистически институт (НСИ). (2019). *Европейско здравно интервю*.
<https://www.nsi.bg/bg/content/3364/европейско-здравно-интервю>
- Национален статистически институт (НСИ). (2023b). *Население на BG002C* – *Пловдив*.
<https://www.nsi.bg/bg/content/21552/bg002c-пловдив>
- Община Пловдив. (2025). *Програма за подобряване на качеството на атмосферния въздух на територията на община Пловдив за периода 2025–2029 г.*
<https://www.plovdiv.bg/kav-2025-2029/>
- Попов, И., & Хлеббаров, И. (2024). *Замърсяване на въздуха с азотен диоксид преди, по време на и след зоната с ниски емисии от транспорта в София – С преглед на данни от 2021 до 2024 година*. Екологично сдружение „За Земята“.
<https://www.zazemiata.org/novi-danni-no2-zamyrsiavane/>
- Столична община. (2025). *София — година на положителни промени, разказана в цифри: Отчет на Столична община (ноември 2023 – ноември 2024)*.
<https://www.sofia.bg/documents/d/guest/otchet2024>
- Чутуркова, Р. (2015). *Замърсяване на въздуха*. Варна: Технически университет – Варна. ISBN 978-954-20-0745-6

Приложения

Приложение 1

Разпределение на планирания брой респонденти по типология на експозиция на сградите за обитаване (според дял на разгърнатата застроена площ) и съобразно половото и възрастово разпределение на населението към 7.09.2021 година

Тип	Общо респонденти	Възраст (години)							
		18-19	20-29	30-39	40-49	50-59	60-69	70-79	80-90
Общо	1000	21	122	177	194	161	154	113	58
T1H1G1	86	2	10	15	17	14	13	10	5
T1H1G0	57	1	7	10	11	9	9	7	3
T1H0G1	132	3	16	23	26	21	20	15	8
T1H0G0	68	1	8	12	13	11	10	8	4
T0H1G1	139	3	17	25	27	22	21	16	8
T0H1G0	128	3	16	23	25	21	20	14	7
T0H0G1	231	5	28	41	45	37	35	26	13
T0H0G0	159	3	20	28	31	26	24	18	9
Мъже	461	10	61	89	97	77	66	43	18
T1H1G1	39	1	5	8	8	7	6	4	2
T1H1G0	27	1	3	5	6	4	4	2	1
T1H0G1	61	1	8	12	13	10	9	6	2
T1H0G0	31	1	4	6	7	5	5	3	1
T0H1G1	64	1	8	12	13	11	9	6	3
T0H1G0	59	1	8	11	12	10	8	6	2
T0H0G1	106	2	14	21	22	18	15	10	4
T0H0G0	73	2	10	14	15	12	11	7	3
Жени	539	10	62	88	97	84	87	70	39
T1H1G1	46	1	5	8	8	7	7	6	3
T1H1G0	31	1	4	5	6	5	5	4	2
T1H0G1	71	1	8	12	13	11	12	9	5
T1H0G0	37	1	4	6	7	6	6	5	3

T0H1G1	75	1	9	12	14	12	12	10	6
T0H1G0	69	1	8	11	12	11	11	9	5
T0H0G1	124	2	14	20	22	19	20	16	9
T0H0G0	86	2	10	14	15	13	14	11	6

Забележка: T1 – В рамките на буфер от 50 m от път от Републиканската пътна мрежа (автомагистрали и пътища I-III клас), булевард или улица от първостепенната комуникационно-транспортна мрежа (I-IV клас) в урбанизирани територии; T0 – Извън рамките на буфер от 50 m от път от Републиканската пътна мрежа (автомагистрали и пътища I-III клас), булевард или улица от първостепенната комуникационно-транспортна мрежа (I-IV клас) в урбанизирани територии; H1 – В рамките на полигон от Градски атлас с повече от 10 централни точки на поземлени имоти с начин на трайно ползване „Ниско застрояване (до 10 m)“ с код по начин на трайно ползване (НТП) 1000 в радиус от 100 m; H0 – Извън рамките на полигон от Градски атлас с повече от 10 централни точки на поземлени имоти с начин на трайно ползване „Ниско застрояване (до 10 m)“ с код по НТП 1000 в радиус от 100 m; G1 – В рамките на буфер от 300 m от полигон от Градски атлас с код 14100 „Градски зелени площи“; G0 – Извън рамките на буфер от 300 m от полигон от Градски атлас с код 14100 „Градски зелени площи“

Приложение 2

Местоположение на пунктове за измерване и измерени концентрации на NO₂

ID	Адрес на пункта/ измервателната точка	Координати		Средна концентрация на NO ₂ (µg/m ³)	
		Y	X	Преди попълване на липсващи стойности	След попълване на липсващи стойности
PDV201*	Бул. „България“ 54	42.1606399131	24.7570687082	31.30	21.87
PDV202*	Ул. „Велико Търново“ 11А	42.1410441438	24.7477633272	26.75	21.94
PDV301*	Ротари Парк, „Панайот Волон“	42.1262274750	24.7794728835	11.75	19.51
PDV302	Ул. "Цар Светослав Тертер"	42.1404115895	24.7929930688	34.05	23.29
PDV303**	Ул. „Мостова“ 2В	42.1514635073	24.7382006001	24.40	27.43
PDV304*	Ул. „Станислав Доспевски“ 13	42.1465945922	24.7500369164	17.80	25.87
PDV401*	Ул. „Здравец“, Парк „Райчо Кирков“	42.1292988041	24.7324832986	19.47	22.49
PDV402	Ул. „Глог“ 6	42.1561519566	24.7891371601	27.37	25.48
PDV403**	Ул. „Райко Жинзифов“ 15	42.1278605521	24.7459198918	27.98	19.94
PDV404**	Ул. „Христо Г. Данов“ 11	42.1481226252	24.7459340298	34.95	27.80
PDV405**	Ул. „Георги Измирлиев“ 59	42.1467300239	24.7292932283	34.40	25.48
PDV406	Ул. „Григор Божков“	42.1361703916	24.7943989846	23.15	25.77
PDV407	Ул. „Петър Николов“	42.1316777620	24.7868187924	33.72	24.51
PDV408	Ул. „Данаил Юруков“ 10	42.1418361449	24.7304142115	25.99	24.14
PDV_AIS01*	Парк „Каменица“	42.1429098146	24.7651594916	23.22	21.37
PDV_AIS02	Бул. „Освобождение“ 29	42.1416807924	24.7877692802	50.09	49.96
PDV_N01	Бул. „Руски“ 101	42.1428700306	24.7415509679	49.64	50.13
PDV_N04	Ул. „Македония“ 19	42.1319398864	24.7449925254	40.20	39.90
PDV_N05	Бул. „Пещерско шосе“ 91	42.1376741962	24.7196046550	49.25	49.88

PDV_N06	Бул. „Шести септември“ 114	42.1483171938	24.7350007579	40.42	39.23
PDV_N07	Бул. „Цар Борис III Обединител“ 125B	42.1409863869	24.7518561379	62.16	62.42
PDV_N09	Бул. „Христо Ботев“ 81	42.1362796486	24.7569430056	52.76	52.78
PDV_N10	Бул. „България“ 162	42.1588687707	24.7357972008	49.05	47.98
PDV_N14	Ул. „Съединение“ 10	42.1416352233	24.7939791310	32.93	31.23
PDV_N15	Ул. „Борба“ 21	42.1641214810	24.7539709284	21.88	24.37
PDV_N17	Ул. „Богомил“, бл. 90	42.1414134168	24.7671924255	31.90	35.40
PDV_N21	Бул. „Коматевско шосе“ 27	42.1265307340	24.7209865415	43.66	42.85
PDV_N24	Ул. „Димитър Талев“ 140	42.1174821212	24.7345844527	34.03	33.39
PDV_N26	Бул. „Източен“ 22	42.1426210530	24.7632540419	45.00	38.91
PDV_N27	Ул. „Просвета“ 10	42.1250473862	24.6863460011	18.92	17.85
PDV_N29	Бул. „Източен“ 129	42.1502731278	24.7631031764	45.28	43.75
PDV_N32	Бул. „България“ 117	42.1570187304	24.7248819976	44.54	43.58
PDV_N33	Ул. „Цар Симеон“ 222	42.1245175653	24.7785610899	33.63	31.96
PDV_N34	Ул. „Авксентий Велешки“ 23	42.1382812389	24.7467848734	50.03	49.67
PDV_N36	Ул. „Захаридово“ 72	42.0980602095	24.7055586261	21.56	20.53
PDV_N38	Ул. „Скопие“ 104	42.1260707840	24.7534137409	40.41	38.88
PDV_N39	Ул. „Ландос“ 13	42.1501585251	24.7864902771	58.36	55.79
PDV_N42	Ул. „Стефан и Обрейко Обрейкови“ 19	42.1618437904	24.7511763847	28.04	26.15
PDV_N43	Бул. „Марица“ 140	42.1546206799	24.7555375858	39.48	38.22
PDV_N45	Бул. „Санк Петербург“ 36	42.1364887362	24.7670136666	45.49	44.38

Забележка: *Фонов пункт; **Уличен канион

Приложение 3

Аналитичен код за статистическия софтуер StataMP за създаване на регресионен модел за земеползване за NO₂ в Пловдив

***Проверка на валидността на модела**

```
regress NO2imputed length_major_roads_50m
traffic_lights_count_100m bus_stops_count_100m
length_tertiary_roads_100m continuousurbanfabric_area_500m
dist_motorwayprimarysecondary, beta
lvr2plot
rvfplot
drop Cook e
regress NO2imputed length_major_roads_50m
traffic_lights_count_100m bus_stops_count_100m
length_tertiary_roads_100m continuousurbanfabric_area_500m
dist_motorwayprimarysecondary, beta
predict Cook, cooks, if e(sample)
predict e if e(sample), resid
list NO2imputed e Cook if Cook>4/40
gen obsnum=_n
scatter Cook obsnum , xtitle(Observation number) ytitle(Cook's
distance)
predict resid, residuals, if e(sample)
sum resid
histogram resid
```

***Корекция на модела**

```
regress NO2imputed length_major_roads_50m
traffic_lights_count_100m bus_stops_count_100m
length_tertiary_roads_100m continuousurbanfabric_area_500m
dist_motorwayprimarysecondary if Cook < 1.13 , beta
regress NO2imputed length_major_roads_50m
bus_stops_count_100m length_tertiary_roads_100m
```

continuousurbanfabric_area_500m dist_motorwayprimarysecondary
if Cook < 1.13 , beta

***Крос-валидация на модела**

loocv regress NO2imputed length_major_roads_50m
bus_stops_count_100m length_tertiary_roads_100m
continuousurbanfabric_area_500m dist_motorwayprimarysecondary
if Cook < 1.13 , beta
crossfold regress NO2imputed length_major_roads_50m
bus_stops_count_100m length_tertiary_roads_100m
continuousurbanfabric_area_500m dist_motorwayprimarysecondary
if Cook < 1.13 , k(10) r2
crossfold regress NO2imputed length_major_roads_50m
bus_stops_count_100m length_tertiary_roads_100m
continuousurbanfabric_area_500m dist_motorwayprimarysecondary
if Cook < 1.13 , k(10) mae
crossfold regress NO2imputed length_major_roads_50m
bus_stops_count_100m length_tertiary_roads_100m
continuousurbanfabric_area_500m dist_motorwayprimarysecondary
if Cook < 1.13 , k(10)

***Крайно уравнение**

$\text{NO}_2 [\mu\text{g}/\text{m}^3] = 15.19183 + 0.1368181 \cdot \text{length_major_roads_50m} +$
 $5.759759 \cdot \text{bus_stops_count_100m} +$
 $0.0401921 \cdot \text{length_tertiary_roads_100m} +$
 $0.0000554 \cdot \text{continuousurbanfabric_area_500m} - 0.0073131 \cdot$
 $\text{dist_motorwayprimarysecondary}$

Епидемиология на замърсяването на въздуха и здравето

ПЪРВО ИЗДАНИЕ

©Автор: Ангел М. Джамбов

Рецензенти:

Проф. д-р Зорана Андерсен
Проф. д-р Катарина Паунович, дм
Доц. д-р Ренета Димитрова

Формат: А5

©Дизайн на корицата: Деян Петров
Издателство: Авто Принт ЕООД
тел.: +359 32 / 694 575, e-mail: sales@avtoprint.com
Тираж 50 бр.

ISBN: 978-619-7205-40-4

Пловдив, 2025

