



- © О.О. Боршевський, інженер відділу ВТЕ ДТЗ (ДП “ДержавтотрансНДІпроект”)
- © О.Л. Добровольський, канд. техн. наук, старший викладач (Вінницький НТУ)

## ТВЕРДІ ЧАСТОЧКИ ЯК ЗАБРУДНЮВАЧІ ДОВКІЛЛЯ ТА ДЖЕРЕЛА ЇХ УТВОРЕННЯ В АВТОМОБІЛІ

**Анотація.** Розглянуто особливості одного з основних забруднювачів атмосферного повітря. Головним штучним джерелом твердих часточок (РМ), особливо в містах, є автомобільний транспорт. Основними джерелами РМ в автомобілі, крім двигуна, є пневматичні шини, гальмові механізми та зчеплення. Усвідомлення особливостей викидів РМ від цих джерел сприятиме дослідженням з метою поліпшення якості повітря.

**Ключові слова:** забруднювачі атмосферного повітря, тверді часточки (РМ), продукти зношування фрикційних матеріалів, продукти зношування пневматичних шин.

**Аннотация.** Рассмотрено особенности одного из основных загрязнителей атмосферного воздуха. Главным искусственным источником твердых частиц (РМ), особенно в городах, является автомобильный транспорт. Главными источниками РМ в автомобиле, кроме двигателя, являются пневматические шины, тормозные механизмы и сцепление. Осознание особенностей выбросов РМ из этих источников будет способствовать проведению исследований с целью улучшения качества воздуха.

**Ключевые слова:** загрязнители атмосферного воздуха, твердые частички (РМ), продукты износа фрикционных материалов, продукты износа пневматических шин.

**Annotation.** The article discusses the features of one of the main air pollutants. The main artificial source of particulate matters (РМ), especially in urban areas, is road transport. The main sources of РМ in the car, except the engine, is a pneumatic tire, brake and clutch mechanisms. Understanding features of РМ emission from these sources contribute to research for improve air quality.

**Keyword:** airpollutants, particulate matters (РМ), products of friction materials wear, products of tyre wear.

### Вступ

Одним із важливих завдань, що постали перед світовою спільнотою, є покращення якості атмосферного повітря. Досягти цього можливо завдяки зменшенню кількості його забруднювачів, приміром, таких як тверді часточки. Вивченню та методам їх зменшення приділяється значна увага.

### Основна частина

Твердими часточками РМ (від англ. *Particular Matter*) (далі – РМ) позначають ті тверді частки та краплі рідини, які перебувають в зваженому стані у повітрі. Частки РМ можуть складатись з низки компонентів, зокрема кислот, органічних хімічних сполук, металів, ґрунту, пилу і тощо. Для визначення суміші твердих часток та повітря використовують термін повітряний аерозоль. Помилково термін «аерозоль» використовують для позначення лише РМ.

Джерела РМ поділяють на штучні та природні. До основних штучних джерел належать будівництво

та відкрите добування природних ресурсів, а також діяльність в якій мають місце процеси згоряння та фрикційного зношення. Основними природними джерелами РМ є вивітрювання (сильний вітер), морські хвилі, вулканічний пил та пилок рослин.

РМ, які потрапляють до довкілля безпосередньо від джерела, називають “первинними” або “прямими”. Ті ж, які формуються в навколишньому середовищі в результаті хімічних реакції, називаються “вторинними” або “непрямими”. Джерело та спосіб утворення РМ впливають на їх хімічний склад.

Історично прийнято розрізняти РМ за розміром, який варіюється в межах від 0.001 мкм до 100 мкм. Молекулярні сполуки розміром менше ніж 0.001 мкм за своїми властивостями більше подібні до газів, а частки більші за 100 мкм – через свої розмір та масу легко осідають, і не вважаються такими, що забруднюють повітря. Враховуючи, що РМ можуть мати складну форму для їх класифікації за розміром прийнято

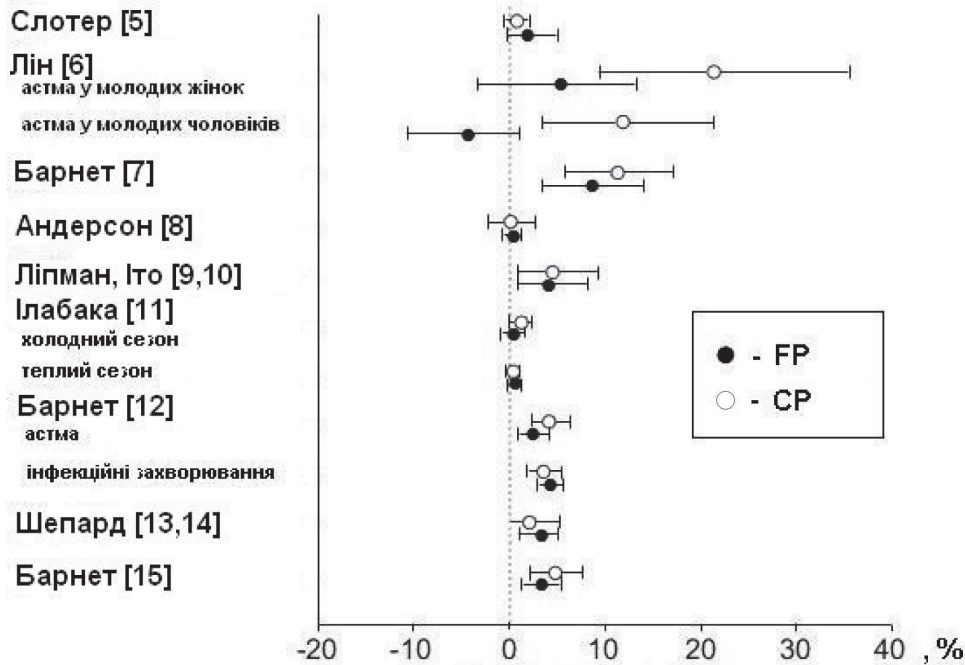


Рис. 1. Відсотковий приріст госпіталізованих із респіраторних причин залежно від збільшення концентрації РМ на 10 мг/м<sup>3</sup>

використовувати аеродинамічний діаметр [1]. Аеродинамічний діаметр часточки складної форми – це умовна величина, яка визначається як діаметр кулі густиною 1000 кг/м<sup>3</sup> (водяна куля), що має таку ж швидкість осідання як і частка. Критична швидкість осідання часточки прямо пропорційна квадрату аеродинамічного діаметра.

Найчастіше при дослідженнях автомобільного транспорту для вимірювання аеродинамічного діаметра РМ використовують прилад ELPI (*electrical low pressure impactor – електричні імпактори низького тиску*).

Розмір часток безпосередньо пов'язують з їх здатністю викликати проблеми зі здоров'ям. Найнебезпечніші для здоров'я людини часточки менші за 10 мкм (PM10). Такі часточки мають малу швидкість осідання і довше перебувають у повітрі у зваженому стані. Це збільшує імовірність їх потрапляння безпосередньо в організм через дихальні шляхи та через капіляри кровоносних судин. Розмір часточки визначає проникну здатність. Тому їх прийнято розділяти на 2 групи:

1. “Грубі вдихувані часточки” – РМ, що мають розмір менше 10 мкм, проте більше 2.5 мкм. Їх прийнято позначати PM2,5-10, PMCoarse або CP.

2. “Дрібні часточки” – РМ, що мають розмір менше 2,5 мкм. Для них використовують позначення PM2,5, FP.

Офіційне визначення для РМ10 та РМ2,5 подано у [2]. Зауважимо, що зазвичай у разі вживання терміна РМ10 розуміють усі частки, які мають аеродинамічний діаметр менше 10 мкм, зокрема і РМ2,5.

Методи вимірювання РМ10 та РМ2,5 наведені в EN 12341 [3] та EN14907 [4]. Кореляційний зв'язок між РМ10 та РМ2,5 досить значний, але кореляційна залежність між РМ2,5 та CP незначна. Тому використовувати статистичний метод для визначення кількості CP не доцільно. Також не актуально знаходити її як різницю між безпосередньо виміряними кількостями РМ10 та РМ2,5. У такому разі отримане значення залежить від двох похибок. Найбільш точне значення кількості CP отримують у разі їх безпосереднього вимірювання.

Через різну проникну здатність частки неоднаково впливають на здоров'я. Дослідженню цього питання присвячено багато праць [5-16]. На рис. 1, 2 у вигляді діаграм наведено результати досліджень, що характеризують відсотковий приріст госпіталізації (з респіраторних та кардіологічних причин) у разі збільшення концентрації CP та FP на 10 мг/м<sup>3</sup>. Як бачимо з рис. 1 більший вплив на збільшення госпіталізації за респіраторними причинами мають CP. Дані наведені на рис. 2 не дають однозначного уявлення про домінуючий вплив певного виду часток на збільшення кількості госпіталізованих із кардіологічних причин. Причиною неможливості визначення домінуючого впливу певного типу часточок на приріст госпіталізації є суперечливість даних для одного і того ж виду захворювань.

Класифікують такі часточки за способом їх утворення. Приміром, у процесі згоряння паливоповітряної суміші у двигуні внутрішнього згоряння виділяється найбільше РМ.

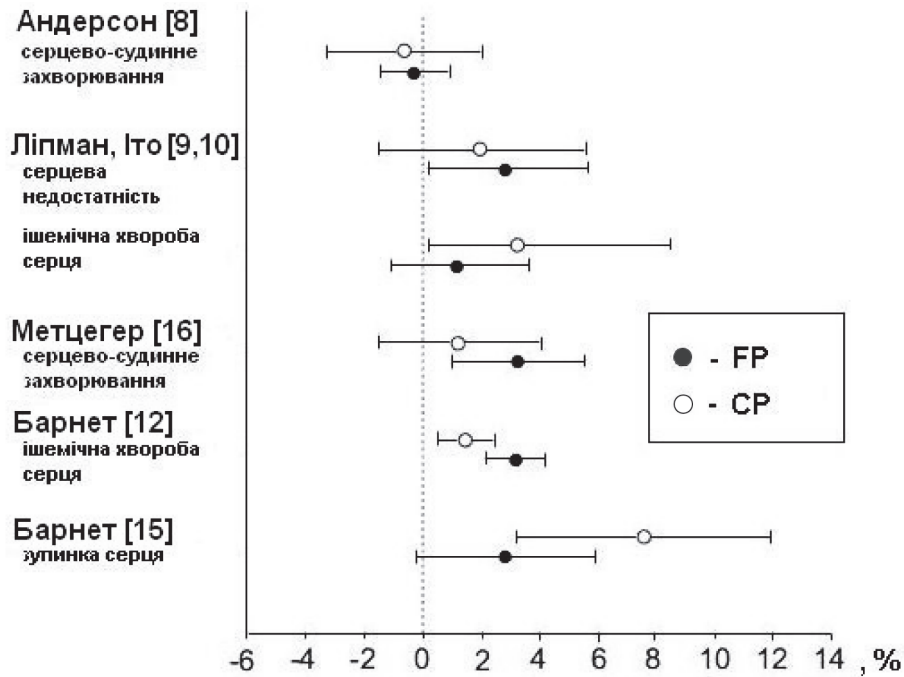


Рис. 2. Відсотковий приріст госпіталізованих із кардіологічних причин залежно від збільшення концентрації РМ на 10 мг/м<sup>3</sup>

Існує низка інших процесів, результатом яких є утворення РМ. Найбільш значимими серед таких процесів є абразивне тертя (зношування) та корозійні uszkodження. Процес тертя лежить в основі функціонування таких частин автомобіля, як зчеплення, гальмо та колісний рушій. Тож диски зчеплення, гальмові колодки і накладки та пневматичні шини (далі – ПШ) є основними джерелами РМ, що утворились не в результаті процесу згоряння. Кількість викидів часточок безпосередньо залежить від інтенсивності зношування.

Основними факторами, що впливають на утворення РМ від гальмових колодок (накладок), є умови дорожнього руху, робоча температура, склад фрикційного матеріалу колодок (накладок) та тип гальмового механізму.

Несприятливі умови руху спричиняють зріст інтенсивності утворення РМ, через збільшення частоти і тривалості гальмування. Тому підвищення концентрації РМ на дорозі спостерігається в місцях, де транспортні засоби сповільнюються чи зупиняються, зокрема на регульованих та нерегульованих перехрестях, пішохідних переходах, поворотах.

При зростанні температури збільшується інтенсивність зношування гальмових колодок (накладок), відповідно – і кількість викидів РМ. Варто зауважити, що за даними [17] за температури 100 °С відсотковий вміст часточок у продуктах

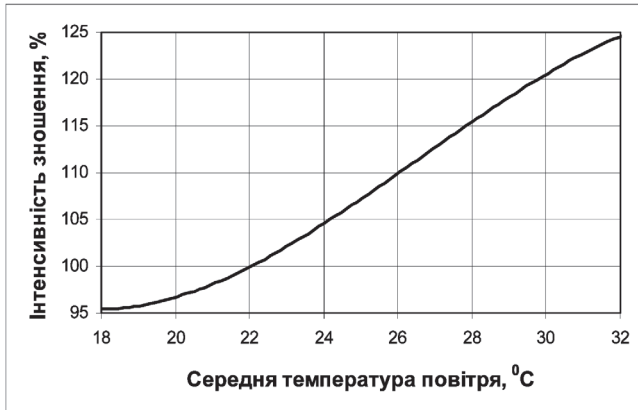
зношування більший, ніж за температури 400 °С. Звідси зрозуміло, що залежність між кількістю утворених РМ та температурою гальмових колодок є не лінійною.

Також на відсоток РМ у довіллі впливає тип гальмових механізмів автомобіля. Так, згідно з результатами досліджень [18], в гальмових механізмах барабанного типу може затримуватись до 10% утворених РМ, в той час як майже всі продукти зношування від дискових гальм потрапляють до навколишнього середовища.

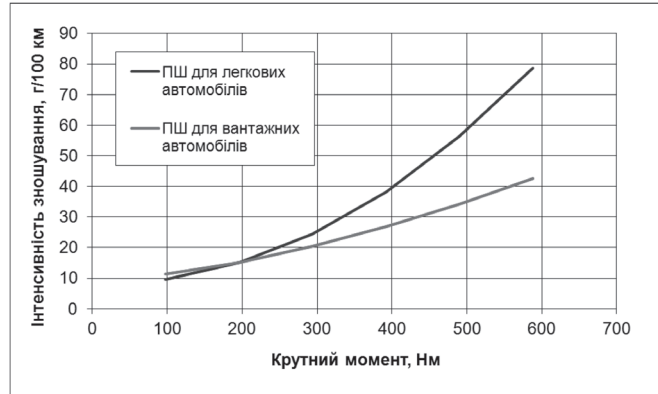
Загальна кількість РМ серед продуктів зношування становить 35-65%. Серед яких вміст РМ<sub>10</sub>, РМ<sub>2.5</sub> та РМ<sub>1</sub> складає 88-98%, 40-55% та 10-29% відповідно [19, 20, 21]. У програмі PART5, призначеній для розрахунку кількості викидів часточок шляхом математичного моделювання, середнє значення викидів РМ<sub>10</sub> від гальмових колодок (накладок) легкого комерційного автомобіля встановлено на рівні 7,5 мг/(автомобіле-км)<sup>1</sup>. Це значення було знайдено за результатами досліджень, що проводились на початку 80-х років минулого століття для азбестовмісних гальмових колодок (накладок). Для сучасних безазбестових гальмових колодок рівень викидів РМ<sub>10</sub> становить близько 2,9 – 7,5 мг/(автомобіле-км).

До факторів, що впливають на кількість викидів РМ від ПШ належать сумарний пробіг, температура, крутний момент та швидкість руху.

<sup>1</sup>Фізична величина, що характеризує масову кількість в мг утворених речовин (речовини) за 1 км пробігу автомобіля.



**Рис. 3.** Наближена залежність інтенсивності зношування від температури повітря навколишнього середовища



**Рис. 4.** Вплив крутного моменту на інтенсивність зношування ПШ для легкових та вантажних автомобілів

Протягом перших 300 км пробігу ПШ спостерігається збільшення інтенсивності зношування на 25%. Також це характерно для ПШ, що не використовувались три та більше місяців, впродовж 150 км після відновлення їх експлуатації. Надалі величина інтенсивності зношування залишається постійною.

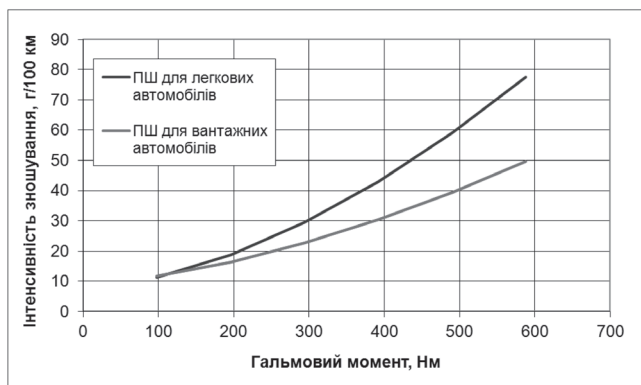
Зміна температури повітря навколишнього середовища змінює температуру нагріву ПШ. Наближена залежність інтенсивності зношування від температури повітря навколишнього середовища наведена на **рис. 3** [22]. У такому разі за 100% була прийнята величина зношування при 22 °С. Як бачимо, в середньому збільшення температури повітря на 2°С підвищує інтенсивність зношування на 5 %.

Зауважимо, що причиною підвищення температури також може бути зменшення тиску в ПШ.

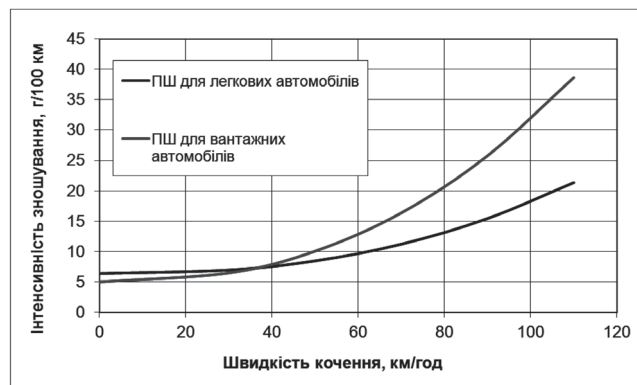
Залежності зміни інтенсивності зношування ПШ легкових та вантажних автомобілів від крутного та гальмівного моментів мають нелінійний характер. Зі збільшенням крутного моменту від

нуля до середніх значень (для легкових автомобілів – 150 Нм, для вантажних – 300 Нм) інтенсивність зношування підвищується приблизно в 1,5 рази у ПШ для легкових і в 2 рази у ПШ для вантажних автомобілів (**рис. 4**). Це пояснюється збільшенням ділянки ковзання протектора відносно дороги через значний зріст поведздовжніх тангенціальних напружень у зоні контакту ПШ з дорогою.

Експериментальним шляхом було встановлено, що вплив гальмівного моменту на інтенсивність зношування ПШ (**рис. 5**) є значно більшим ніж вплив крутного моменту [22]. Порівнявши інтенсивність зношування при однакових значеннях гальмівного і крутного моментів, що відповідають середнім значенням останнього, отримуємо, що під час гальмування інтенсивність зношування збільшується на 20-25% у легкових і на 12-15% у вантажних автомобілів. Це пояснюється тим, що у разі однакових значень гальмівного та крутного моментів під час гальмування тангенціальна сила, яка діє в контактї шини та дороги, більша за тангенціальну силу в тяговому режимі.



**Рис. 5.** Вплив гальмівного моменту на інтенсивність зношування ПШ легкових та вантажних автомобілів



**Рис. 6.** Вплив швидкості кочення на інтенсивність зношування ПШ легкових та вантажних автомобілів



Зауважимо, що у разі різкого рушання з місця та пробуксовки коліс зношення відбувається з такою ж інтенсивністю як і під час гальмування.

Нелінійна залежність інтенсивності зношування легкових та вантажних ПШ від швидкості кочення зображена на **рис. 6**. Зі збільшенням швидкості кочення збільшується кількість циклів навантаження на елементи протектора в одиницю часу, це зумовлює погіршення характеристик міцності та спричиняє підвищення інтенсивності зношування.

Значення інтенсивності зношування ПШ для легкових отриманих із різних джерел [23-31] наведено в **табл. 1**. Аналізуючи їх у хронологічному порядку, бачимо, що більші значення інтенсивності зношування характерні для раніших досліджень. Це пов'язано, переважно, зі зміною складу матеріалу, з якого виготовляються ПШ. Більшість із цих даних було отримано емпірично. Тому різниця значень інтенсивності зношування може бути пояснена різними умовами експлуатації та похибками при обчисленнях і замірах. Не зважаючи на це, прослідковується загальна тенденція до зменшення інтенсивності зношування.

**Таблиця 1**

**Значення інтенсивності зношування ПШ для легкових автомобілів**

Джерело	Рік опрелюднення джерела	Наведені значення інтенсивності зношення, мг/км
Коліоусіс та Поуфтіс [23]	2000	10
Лі та ін. [24]	1997	16
Легрет та Поготно [25]	1999	17
Готлі [26]	1979	30
CARB [27]	1999	30
Малмквіст [28]	1993	30
Азаров В.К., Кутенёв В.Ф., Степанов В.В. [29]	2012	33
Баеккен [30]	1983	50
Данніс [31]	1974	60-90

Не всі продукти зношування належать до PM10. На їх утворення мали вплив групи факторів, які спричиняли різну інтенсивність зношування ПШ. Тому інтенсивність утворення PM10 може бути різною, навіть за однакового значення інтенсивності зношування ПШ.

У програмі PART5 для викидів PM10 від ПШ легкового та легкого комерційного автомобіля закладено середні значення на рівні 1,2 та 5 мг/(автомобіле-км) відповідно. Ці показники отримані в результаті досліджень які проводились USEPA (*United States Environmental Protection Agency* – Управління з охорони навколишнього середовища США) в 1995 році [19]. Завдяки розрахункам та вимірюванням, які проводились в 1974 і описані в [32], встановили рівень викидів PM 1 мг/(автомобіле-км). EMPA (*Eidgenössische Materialprüfungs-und Forschungsanstalt* – Швейцарська федеральна лабораторія випробування та дослідження матеріалів) у 2001 році в ході досліджень отримала рівень викидів PM 13 мг/(автомобіле-км) для легкого комерційного автомобіля [33]. Як бачимо, для пізніших досліджень характерні більші значення викидів PM. На основі сказаного вище можна зробити припущення про те, що з підвищенням стійкості до зношування ПШ – підвищується і кількість рівень викидів PM від неї. Пояснити це можна тим, що продукти від зношування більш стійких до нього матеріалів мають менший розмір.

Для виготовлення фрикційних накладок для зчеплення використовують такі матеріали, що і для гальм. Дослідження [34], які проводили для визначення викидів у докілья PM від механізму зчеплення не виявили таких. Причина цього полягає в ізолюваності механізму зчеплення від навколишнього середовища.

**Висновки**

Одним із шляхів зменшення забруднення атмосферного повітря PM є покращення екологічної безпечності автомобіля. Відповідно до Правил ЄЕК ООН №83 [35] граничний рівень викидів PM-часточок від двигунів КТЗ категорії M, N<sub>1</sub> та N<sub>2</sub> становить 4,5 мг/км. Врахувавши, що зазвичай на них застосовують один тип двигуна, це значення може бути виражене як 4,5 мг/(автомобіле-км). Середні значення викидів PM від гальм та ПШ залежно від категорії КТЗ становлять 2,9 – 7,5 та 1,2 – 5 мг/(автомобіле-км) відповідно. Після порівняння цих значень бачимо, що їх порядок однаковий. Та в деяких випадках значення викидів PM від джерел без процесу згоряння більші ніж від двигунів. Тому викиди від ПШ та гальм мають бути занормовані. Для розробки норм необхідно глибше дослідити процеси утворення PM-часточок та залежність їх кількості від основних. Оскільки існує велика кількість ПШ та гальмових колодок (накладок) для одного КТЗ та варіантів їх поєднання, доцільно обрати об'єктом нормування не КТЗ, а ПШ та гальмові колодки (накладки).

Механізм утворення викидів PM від фрикційних матеріалів у зчепленні КТЗ потребує детальнішого вивчення.



ЛІТЕРАТУРА

1. **Peter Eastwood**. Particulate Emissions from Vehicles. John Wiley & Sons, Inc. 2001
2. **Директива 2008/50/ЄС** Європейського Парламенту та Радивід 21 травня 2008 року «Про якість атмосферного повітря та чистішеповітря для Європи»
3. **CSN EN 12341** - Air quality - Determination of the PM10 fraction of suspended particulate matter - Reference method and field test procedure to demonstrate reference equivalence of measurement methods
4. **CSN EN 14907** - Ambient air quality - Standard gravimetric measurement method for the determination of the PM2,5 mass fraction of suspended particulate matter
5. **Slaughter JC, Kim E, Sheppard L, Sullivan JH, Larson TV, Claiborn C**. Association between particulate matter and emergency room visits, hospital admissions and mortality in Spokane, Washington. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 2004.
6. **Lin M, Chen Y, Burnett RT, Villeneuve PJ, Krewski D**. The influence of ambient coarse particulate matter on asthma hospitalization in children: case-crossover and time-series analyses. *Environ Health Perspect* 2002; 110: 575–581.
7. **Burnett RT, Smith-Doiron M, Stieb D, et al**. Association between ozone and hospitalization for acute respiratory diseases in children less than 2 years of age. *Am J Epidemiol* 2001; 153: 444–452.
8. **Anderson HR, Bremner SA, Atkinson RW, Harrison RM, Walters S**. Particulate matter and daily mortality and hospital admissions in the west midland conurbation of the United Kingdom: association with fine and coarse particles, black smoke and sulphate. *Occup Environ Med* 2001; 58: 504–510.
9. **Lippmann M, Ito K, Nadas A, Burnett RT**. Association of particulate matter components with daily mortality and morbidity in urban populations. *Res Rep Health Eff Inst* 2003; 5–82.
10. **Ito K**. Association of particulate matter components with daily mortality and morbidity in Detroit, Michigan. In: *Health Effects Institute, Special Report. Revised analyses of time-series studies of air pollution and health*. 2003; pp. 143–156.
11. **Pabaca M, Olaeta I, Campos E, Villaire J, Tellez-Rojo MM, Romieu I**. Association between levels of inhaled particulate matter and emergency visits for pneumonia and other respiratory illnesses among children in Santiago, Chile. *J Air Waste Manag Assoc* 1999; 49: 154–163.
12. **Burnett RT, Smith-Doiron M, Stieb D, Cakmak S, Brook JR**. Effects of particulate and gaseous air pollution on cardiorespiratory hospitalizations. *Arch Environ Health* 1999; 54: 130–139.
13. **Sheppard L, Levy D, Norris G, Larson TV, Koenig JQ**. Effects of ambient air pollution on non-elderly asthma hospital admissions in Seattle, Washington, 1987–1994. *Epidemiology* 1999; 10: 23–30.
14. **Sheppard L**. Ambient air pollution and non-elderly asthma hospital admission in Seattle, Washington, 1987–1994. *Health Effects Institute, Special Report. Revised analyses of time-series studies of air pollution and health* 2003: 227–230.
15. **Burnett RT, Cakmak S, Brook JR, Krewski D**. The role of particulate size and chemistry in the association between summer time ambient air pollution and hospitalization for cardiorespiratory diseases. *Environ Health Perspect* 1997; 105: 614–620
16. **Metzger KB, Tolbert PE, Klein M, et al**. Ambient air pollution and cardiovascular emergency department visits. *Epidemiology* 2004; 15: 46–56.
17. **Garg B D, Cadle S H, Mulawa P A, Groblicki P J, Laroo C, and Parr G A** (2000b). Brake wear particulate matter emissions. *Environmental Science & Technology*. Vol. 34 (21), pp 44–63.
18. **Lohrer W and Mierheim L W** (1983). Staub-Reinhalt. *Luft*. Vol. 43, pp 78–83.
19. **USEPA** (1995). *Compilation of Air Pollutant Emission Factors*, USEPA Report AP-42, Volume I, 5th Edition.
20. **TNO** (1997). *Particulate Matter Emissions (PM10, PM2.5, PM0.1) in Europe in 1990 and 1993*. TNO Institute of Environmental Sciences, Energy Research and Process Innovation, Apeldoorn, The Netherlands.
21. **Garg B D, Cadle S H, Mulawa P A, Groblicki P J, Laroo C, and Parr G A** (2000b). Brake wear particulate matter emissions. *Environmental Science & Technology*. Vol. 34 (21), pp 4463.
22. **Автомобильные шины: Устройство, работа, эксплуатация, ремонт**. В.Н. Тарновский, В.А. Гудков, О.Б. Третьяков. – М.: Транспорт, 1990. – 272с.
23. **Kolioussis M and Pouftis C** (2000). Calculation of tyre mass loss and total waste material from road transport, Diploma Thesis, Laboratory of Applied Thermodynamics, Report No. 0010, Thessaloniki, Greece.
24. **Lee P-K, Touray J-C, Baillif P and Ildefonse J-P** (1997). Heavy metal contamination of settling particles in a retention pond along the A-71 motorway in Sologne, France. *The Science of the Total Environment*. Vol. 201, pp 1–15.
25. **Legret M and Pegotto C** (1999a). Evaluation of pollutant loadings in the runoff waters from a major rural highway. *The Science of the Total Environment*. Vol. 235, pp 143–150.
26. **Gottle A** (1979). Ursachen und Mechanismen der Regenwasserverschmutzung - Ein Beitrag zur Modellierung der Abflussbeschaffenheit in städt. Gebieten. *Berichte aus Wassergutewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen*, TU München H.23.
27. **CARB** (1993). Referenced in Rauterberg-Wulff (1999).
28. **Baekken T** (1993). Environmental effects of asphalt and tyre wear by road traffic. *Nordisk Seminar- og Arbejdsrapporter* 1992:628. Copenhagen, Denmark. In Norwegian.
29. **Азаров В.К.**, инженер, Кутенёв В.Ф., д.т.н., Степанов В.В., к.т.н., ФГУП «НАМИ», О выбросе твердых частиц транспортными средствами. Презентация к докладу. 80-ая Международная научно-техническая конференция «Техническое регулирование в области автотранспортных средств». – Научно-исследовательского центра по испытаниям и доводке автотехники ГНЦ ФГУП «НАМИ» г. Дмитров (5-6 декабря 2012 года)
30. **Malmqvist P-A** (1983). Urban storm water pollutant sources. *Chalmers University*, Gothenberg, Sweden.
31. **Dannis ML** (1974). Rubber dust from the normal wear of tyres. *Rubber Chemistry and Technology*. Vol 47, pp 1011–1037.
32. **Cadle S H and Williams R L** (1979). Rubber Chemistry and Technology. Vol. 51(7).
33. **EMPA** (2000). Anteil des Strassenverkehrs an den PM10 und PM2.5 Immissionen. NFP41, Verkehr und Umwelt, Dubendorf, Switzerland. Cited in Lukwille et al. (2001).
34. **Jacko M G, Ducharme R T and Somers J H** (1973). Brake and clutch emissions generated during vehicle operation. *Automotive Engineering Papers*, 1973/08.
35. **Правила ЕЭК ООН №83** «Единые предписания, касающиеся официального утверждения транспортных средств в отношении выбросов загрязняющих веществ в зависимости от требований к моторному топливу».