

В.В. Коковкин, В.Ф. Рапута, О.В. Шуваева, С.В. Морозов

Закономерности длительного загрязнения окрестностей автотрасс

ИНХ, ИВМиМГ, ИОХ СО РАН, г. Новосибирск

Поступила в редакцию 9.02.2000 г.

Рассмотрены закономерности распределения аэрозольных загрязнений в снежном покрове в зоне влияния Советского шоссе в левобережной части Советского района г. Новосибирска. С использованием моделей выбросов аэрозольных примесей от наземных и приподнятых линейных источников интерпретируются данные экспериментальных исследований загрязнения снежного покрова. В качестве химических параметров, характеризующих загрязнения, использовались приоритетные экотоксиканты: тяжелые металлы и полициклические полиароматические углеводороды. Одновременно определялся ионный состав проб.

Введение

Автомобильный транспорт, работающий на дизельном топливе и этилированном бензине, является одним из основных источников загрязнения окружающей среды [1]. Для него характерны такие загрязнители, как оксиды серы и азота, а также продукты их трансформации – серная и азотная кислоты, тяжелые металлы, в частности свинец, полициклические ароматические углеводороды (ПАУ). Эти вещества попадают в окружающую среду преимущественно с отработанными газами (ОГ). Как следствие наиболее масштабные загрязнения приходится на долю автотрасс.

Вместе с тем исследования по изучению загрязнения окрестностей автотрасс имеют ограниченный характер. Преимущественно они сосредоточены на изучении последствий влияния этого загрязнения на сельскохозяйственные культуры [2, 3], загрязнение почв тяжелыми металлами. Характерной особенностью таких исследований является трудоемкость, связанная с отбором и химическим анализом компонентного состава проб.

Что касается изучения загрязнения воздуха, то оно периодически проводится службами мониторинга Госкомгидромета и Госкомсанэпиднадзора и направлено на оценку его качества по критериям ПДК [4].

Эффективным способом изучения закономерностей загрязнения окрестностей автотрасс является изучение состава снегового покрова [5, 6]. Снеговой покров за зимний период накапливает значительные количества аэрозольных выпадений и может служить своеобразным индикатором загрязнения местности.

Целью работы являлось изучение количественных закономерностей распределения выбросов автотранспорта в окрестности автотрассы при длительном загрязнении.

1. Экспериментальные исследования загрязнения снежного покрова

В качестве объекта исследования был выбран участок Советского шоссе в левобережной части Советского района г. Новосибирска. Этот участок расположен перпендикулярно главенствующему направлению ветров юго-западного направления, характерного для зимнего

периода. В связи с этим ожидалось неравномерное распределение загрязняющих веществ в снеге по сторонам дороги. Поэтому с наветренной (далее правой) стороны из-за ожидаемых повышенных концентраций было взято большее количество точек, чем с подветренной (левой) стороны дороги. Расстояния от трассы, на которые отбирались пробы снега, были следующие: а) правая сторона дороги: 10 м (1 п.), 20 м (2 п.), 30 м (3 п.), 50 м (4 п.), 75 м (5 п.), 100 м (6 п.), 150 м (7 п.), б) левая сторона дороги: 20 м (1 л.), 100 м (2 л.).

Отбор проб снега производился в конце февраля 1999 г. Пробы снега отбирали на всю глубину снежного покрова с помощью трубы из титана диаметром 100 мм, предвращая захват частиц почвы с поверхности земли с помощью полиэтиленовой лопатки. После перевода проб в жидкое состояние использовали две схемы анализа в зависимости от природы анализируемых компонентов. Для анализа неорганических компонентов растопленную пробу фильтровали через фильтр «синяя лента» и мембранный фильтр с порами диаметром 0,45 мкм. Полученные осадки сушили на воздухе. Анализу подвергали и осадки, и фильтрат. В фильтрате определяли следующие параметры макрокомпонентного состава: удельную электропроводность, рН, содержание ионов Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , NH_4^+ , гидрокарбоната, Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} . Из микрокомпонентного состава определяли Pb, Cd, Zn, Cu. Осадки сушили до воздушно-сухого состояния. В них определялось содержание Pb, Cd, Zn, Cu. Органические компоненты (ПАУ) определяли после их экстракционно-концентрирования в дихлорметан из всего объема нефилтрированной пробы.

Анализ проводился в аккредитованных при Госстандарте РФ аналитических лабораториях Института неорганической и органической химии СО РАН. Погрешности анализа находились в пределах ГОСТ 27384-87 [7].

Результаты маршрутных снегорисунков показывают, что масса снега в пробах на маршруте исследования изменялась от 85 до 121 кг/м². В среднем это составило 103 кг/м².

Пространственные динамики компонентов можно разделить на две группы: 1-я – экспоненциальный (гиперболический) спад концентрации с расстоянием от дороги и 2-я – кривая с максимумом.

2. Моделирование распределения аэрозольных выпадений

При численном моделировании процессов длительного загрязнения окрестностей автомагистралей возникает ряд специфических особенностей.

С одной стороны, представление автотрассы в виде линейного источника приводит к заметным упрощениям в постановке задачи. Возможность замены текущей метеорологической информации о скорости и направлении ветра, состоянии устойчивости приземного слоя атмосферы на информацию климатического характера позволяет также снять некоторые неопределенности задания метеопараметров. С другой стороны, описание пространственно-временной структуры выброса загрязняющих веществ от автотранспорта вызывает затруднения. Небольшая высота источников приводит к необходимости детального учета неоднородности рельефа и подстилающей поверхности, порождает большое многообразие процессов переноса примесей.

С учетом вышесказанного при наличии соответствующей модели переноса примесей для точечного источника загрязнение окрестностей автотрассы можно получить на основе принципа суперпозиции, используя методы численного моделирования.

В нашем случае возможны дальнейшие упрощения. Ориентация участка дороги, в окрестностях которой проводились исследования, позволяет сразу воспользоваться приближением модели линейного источника, поскольку в зимнее время доля ветров, дующих в правую сторону, существенно преобладает. Только вклад ветров южного и юго-западного направления составляет более 60%. Согласно [8–10] распространение аэрозольной примеси от линейного источника можно описать следующим выражением:

$$q(x, \theta) = (\theta_1/x^{\theta_2}) \exp(-x_{\max}/x), \quad \theta_2 \geq 1, \quad (1)$$

где $q(x, \theta)$ – удельное содержание примеси в снеге, x – расстояние от источника, x_{\max} – точка максимальной приземной концентрации для неоседающей примеси; $\theta = (\theta_1, \theta_2)$ – вектор неизвестных параметров.

Выражение (1) является следствием аналитического решения полуэмпирического уравнения турбулентной диффузии, полученного для степенных профилей скорости ветра и коэффициента вертикального турбулентного обмена. Компонент θ_1 представляет собой достаточно сложную зависимость от метеопараметров, высоты и мощности источника. Мощность источника входит в эту зависимость линейным образом. Параметр θ_2 имеет следующий вид:

$$\theta_2 = 1 + W/k(n+1), \quad (2)$$

где W – скорость седиментации аэрозольных частиц; k – коэффициент вертикальной турбулентной диффузии на высоте 1 м; n – показатель степени в аппроксимации горизонтальной компоненты скорости ветра степенным профилем.

При наличии априорной информации о параметрах выброса той или иной примеси выражение (1) допускает дальнейшие упрощения. В случае наземного выброса $x_{\max} \rightarrow 0$ из (1) вытекает соотношение

$$q(x, \theta) = \theta_1/x^{\theta_2}. \quad (3)$$

Для слабо оседающей примеси ($\theta_2 \rightarrow 1$) в ряде случаев удобно пользоваться выражением

$$q(x, \theta) = (\theta/x) \exp(-x_{\max}/x). \quad (4)$$

Оценка параметров θ_1, θ_2 в регрессиях (1), (3) может быть проведена по двум точкам наблюдения. Для оценки же регрессии (4) необходима всего одна точка. Это обстоятельство создает определенные преимущества, поскольку позволяет проводить контроль точности оценивания поля удельного содержания примеси по оставшимся точкам наблюдения. Проведем интерпретацию полученных экспериментальных результатов на основе приведенных выше зависимостей по каждой группе химических параметров в отдельности.

2.1. Макрокомпоненты

Экспоненциальный спад наблюдается для следующих компонентов: $\text{Ca}^{2+}, \text{Na}^+, \text{Mg}^{2+}, \text{K}^+$ – из катионов, $\text{HCO}_3^-, \text{Cl}^-$ – из анионов. Эти компоненты являются, в основном, составляющими дорожной пыли, поэтому их максимальное содержание наблюдается у дороги, а с расстоянием оно уменьшается. Для описания их распределения целесообразно использовать модель (2).

Типичное поведение этих компонентов показано на рис. 1 на примере распределения иона натрия и массы осадка. Восстановление проведено по модели (2). Контроль по оставшимся точкам указывает на вполне удовлетворительное соответствие расчета наблюдениям.

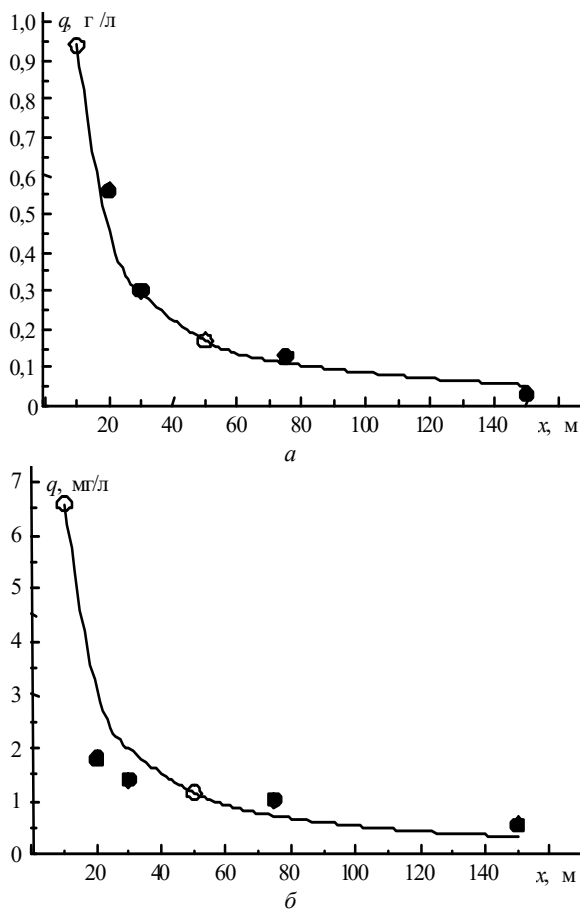


Рис. 1. Распределение удельного содержания нерастворенной части (а) и водорастворенного натрия (б) (○ – опорные, ● – контрольные точки)

Таблица 1

Пространственная динамика удельного содержания SO_4^{2-} , NO_3^- и NH_4^+ , мг/л

Элемент	Расстояние с правой стороны дороги, м					
	10	20	30	50	75	150
SO_4^{2-}	8,93	5,96	22,6	3,46	2,31	2,50
NO_3^-	2,11	1,84	12,6	2,54	3,84	3,72
NH_4^+	0,16	0,11	0,32	0,07	0,22	0,17

Согласно данным табл. 1 распределение, соответствующее модели (1), наблюдается для NO_3^- , SO_4^{2-} и NH_4^+ . Наличие максимумов концентрации на некотором расстоянии от дороги (30 м) для NO_3^- и SO_4^{2-} обусловлено тем, что эти ионы имеют своими непосредственными предшественниками NO_x и SO_2 , а также аммиак, содержащийся в ОГ автомобилей. ОГ имеют повышенную температуру и вследствие этого не оседают сразу у дороги, а переносятся в направлении ветра на некоторое расстояние. Трансформируясь в атмосфере, NO_x и SO_2 образуют серную и азотную кислоты. Этим объясняется и обнаруженное низкое рН на расстоянии 30 м. Для перечисленных компонентов нам не удалось оценить параметры модели из-за резко выраженного максимума. Здесь можно говорить только о качественном согласии модели и присутствии неучтенных связей.

2.2. Полициклические ароматические углеводороды

Полученные экспериментальные зависимости по большинству изученных ПАУ имеют следующий вид. Непосредственно у автотрассы содержание ПАУ максимально. Далее наблюдается плавное снижение содержания ПАУ на расстояниях порядка 20–40 м. Затем с расстояний около 50 м происходит почти линейное падение содержания ПАУ. Проиллюстрируем результаты восстановления по модели (1) удельного содержания в снеге бенз(а)пирена, флуорантена и пирена, которые представлены в табл. 2.

Параметры модели для выбранных ПАУ рассчитаны исходя из того, что x_{max} находится на расстоянии 30 м. Оценивание проведено по двум точкам, удаленным

от дороги на 20 и 50 м. Оставшиеся 4 точки характеризуют точность восстановления.

Таблица 2

Измеренные (числитель) и восстановленные (знаменатель) концентрации, нг/л, ПАУ в окрестности автомагистрали

ПАУ	Расстояние от дороги, м						Оценки параметров	
	10	20*	30	50*	75	100	$\theta_1/10^3$	θ_2
Бенз(а)-пирен	209	47	45	31	16	16	16,3	1,45
	29		43,2		20,9	15,2		
Флуорантен	1314	370	334	210	127	74	200	1,6
	250		319		143	94		
Пирен	842	196	150	85	51	35	260	1,9
	163		149,7		48	31		

Примечание. Точки, помеченные «*», использовались для оценки параметров регрессии (1). В них приведены только измеренные значения содержания ПАУ.

Хорошее соответствие рассчитанных и экспериментальных данных на удалениях 30, 75 и 100 м указывает на то, что зависимость выбрана верно. По общей форме зависимости можно заключить, что на самом деле существует бимодальное распределение с первым максимумом до 10 м и со вторым в области 25 м. Очевидно, что первый связан с воздействием снегоуборочной техники, второй – с выбросами ОГ.

Рассчитанные значения θ_1 позволяют определить относительный выброс ПАУ в атмосферу. С учетом влагозапаса и оценок θ_1 , θ_2 можно вычислить суммарное поступление ПАУ от автотрассы за зимний сезон. Значение θ_2 заметно отличается от 1, что указывает на вклад эффектов оседания.

2.3. Микроэлементы

Распределение микроэлементов между фракциями (водорастворимая, мелкодисперсная и крупнодисперсная) представлено в табл. 3. Видно, что доля микроэлементов в крупнодисперсной фракции падает с удалением от дороги при общем уменьшении нерастворенной части. Наоборот, доля микроэлементов в водорастворимой фракции растет. Увеличивается также доля мелкодисперсной фракции.

Таблица 3

Распределение микроэлементов по фракциям, мас. %

Элемент	Фракция	1 (правая)	2 (правая)	3 (правая)	4 (правая)	1 (левая)	2 (левая)
Cu	В	27	36	47	49	84	80
	М	1,0	1,0	8,0	4,0	4,0	2,0
	К	72	63	45	47	12	18
Pb	В	0,4	1,4	2,7	2,8	20	41
	М	0,8	0,4	6,1	2,5	8,0	3,0
	К	98,8	98,2	91,2	94,7	72	56
Zn	В	0,2	2,0	5,3	3,0	10	1,4
	М	1,2	2,0	8,3	4,0	10	0,8
	К	98,6	96	86,4	93	80	97,8

Примечание. В – водная, М – мелкодисперсная, К – крупнодисперсная фракции.

Тяжелые частицы пыли и сажи, образующие крупнодисперсную фракцию, вносят основной вклад в загрязнение снежного покрова на расстоянии до 50 м от полотна дороги. Их поведение может быть описано как оседание тяжелого

монодисперсного аэрозоля по модели (3). Результаты восстановления на примере типичного загрязнителя окрестностей автотрасс – свинца представлены на рис. 2,а. Оценка параметров модели проводилась по точкам 10 и 150 м.

Хорошее согласие между рассчитанными и экспериментальными данными по удельным содержаниям металла свидетельствует о применимости выбранной модели.

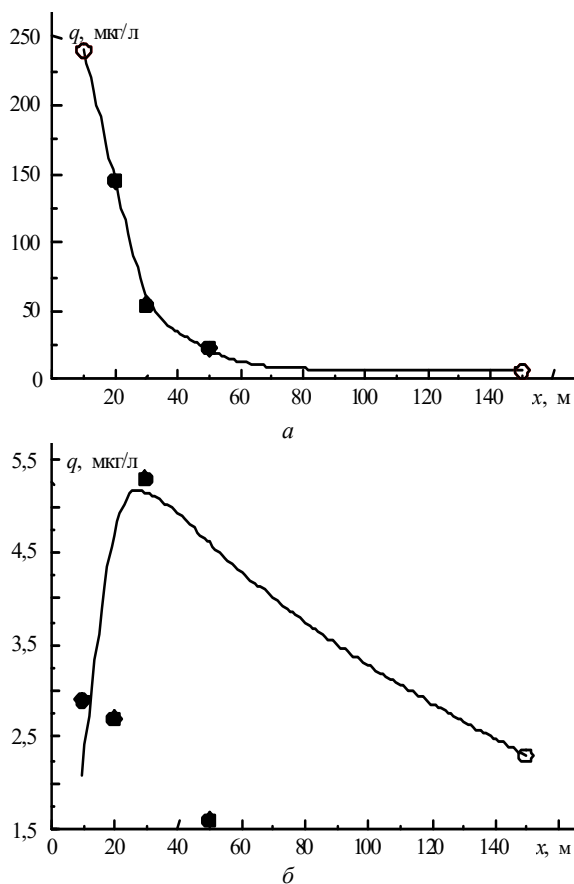


Рис. 2. Удельное содержание свинца в крупнодисперсной части (а) и суммарно в мелкодисперсной и водорастворенной частях (б) (○ – опорные, ● – контрольные точки)

Распределение микроэлементов по водорастворимой фракции не дает достаточно четкой динамики изменения содержания с удалением от автотрассы. По-видимому, это связано с растворимостью соединений микроэлементов, находящихся в различных фракциях аэрозоля, при пробоподготовке. Если предположить, что вклад в растворимость микроэлементов мелкодисперсной фракции является определяющим особенно с удалением от дороги, где доля мелкодисперсной фракции растет, то вполне оправдано рассматривать содержание микроэлементов в мелкодисперсной и водорастворимой фракциях суммарно. С учетом мелкодисперсной фракции проявляется четкий максимум на расстоянии 30 м. Тогда для восстановления картины загрязнения можно воспользоваться моделью (4), где чис-

ло определяемых параметров уменьшается до одного. Результаты моделирования на примере свинца представлены на рис. 2,б. В качестве опорной точки выбрана точка 150 м. Видно, что модель удовлетворительно согласуется с экспериментальными данными.

Заключение

Проведенное в работе комплексное исследование позволило сделать следующие выводы.

Распределение удельного содержания макрокомпонентов описывается двумя видами зависимостей. В рамках модели наземного источника получено вполне удовлетворительное описание динамики распределения с удалением от автотрассы. Для сульфат-, нитрат-ионов и ионов аммония показано наличие максимума, смещенного в наветренную сторону на расстояние около 30 м.

Поле распределения ПАУ сформировано в результате действия двух источников: загрязнение автотрассы в пределах 10 м происходит под воздействием снегоуборочной техники, более дальняя зона сформирована действием приподнятого источника. Получено количественное описание дальней зоны загрязнения, непосредственно связанное с режимом сжигания ОГ.

Найдена количественная зависимость распределения микроэлементов между крупно-, мелкодисперсной и водорастворенной фракциями. Показано, что распределение микроэлементов с крупнодисперсной фракцией происходит под воздействием ветрового сноса с полотна дороги, а суммарное содержание микроэлементов с мелкодисперсной и водорастворенной частями связано с выхлопными газами автотранспорта.

1. Александров В.Ю., Кузубова Л.И., Яблокова Е.П. Экологические проблемы автомобильного транспорта: Аналитический обзор. Вып. 34. Новосибирск: Изд-во ГПНТБ СО РАН, 1995. 32 с.
2. Загрязнение воздуха и жизнь растений / Под ред. М. Трешоу. Л.: Гидрометеиздат, 1988. 250 с.
3. Силантьев А.Н., Шкуратова И.Г. Обнаружение промышленных загрязнений почвы и атмосферных выпадений на фоне глобального загрязнения. Л.: Гидрометеиздат, 1983. 136 с.
4. Окружающая среда и экологическая обстановка в Новосибирском научном центре СО РАН. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 1995. 186 с.
5. Василенко В.Н., Назаров И.М., Фридман Ш.Д. Мониторинг загрязнения снежного покрова. Л.: Гидрометеиздат, 1985. 185 с.
6. Пчелинцев В.П. // Влияние деятельности человека на природную среду Коми АССР. Сыктывкар, 1982. С. 103–112.
7. Вода. Нормы погрешности измерений показателей состава и свойств. ГОСТ 27384-87. М.: Изд-во стандартов, 1988. 14 с.
8. Берлянд М.Е. Современные проблемы атмосферной диффузии и загрязнения атмосферы. Л.: Гидрометеиздат, 1975. 448 с.
9. Рапута В.Ф., Садовский А.П., Олькин С.Е. // Метеорология и гидрология. 1997. № 2. С. 33–41.
10. Дунский В.Ф., Никитин Н.В., Соколов М.С. Пестицидные аэрозоли. М.: Наука, 1982. 288 с.

V.V. Kokovkin, V.F. Raputa, O.V. Shuvaeva, S.V. Morozov. Regularities of long-term pollution in the vicinity of highways (motorways).

The regularities of aerosol contamination distribution in snow cover near the Soviet highway (motorway) in the Soviet district of Novosibirsk are considered. The experimental data on chemical composition of the snow cover are analyzed using mathematical models of aerosol pollution from ground and raised linear sources. Such ecological toxicants as heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons were used as chemical parameters of contamination. Simultaneously, the ionic composition of the samples was determined.