

УДК 614.751-026.86(571.17)

## СОДЕРЖАНИЕ ТОКСИЧНЫХ ЭЛЕМЕНТОВ В УЛИЧНОЙ ПЫЛИ И ОЦЕНКА РИСКА ДЛЯ ЗДОРОВЬЯ ЧЕЛОВЕКА (МЕЖДУРЕЧЕНСК, ЮЖНЫЙ КУЗБАСС)

**Осипова Нина Александровна**<sup>1</sup>,  
osipova@tpu.ru

**Осипов Константин Юрьевич**<sup>2</sup>,  
osipov@iao.ru

**Таловская Анна Валерьевна**<sup>1</sup>,  
talovskaj@yandex.ru

**Язиков Егор Григорьевич**<sup>1</sup>,  
yazikoveg@tpu.ru

**Филимоненко Екатерина Анатольевна**<sup>3</sup>,  
filimonenkoea@mail.ru

**Новиков Сергей Автономович**<sup>1</sup>,  
nsa@tpu.ru

<sup>1</sup> Национальный исследовательский Томский политехнический университет,  
Россия, 634050, г. Томск, пр. Ленина, 30.

<sup>2</sup> Институт оптики атмосферы им. В.Е. Зуева СО РАН,  
Россия, 634055, г. Томск, пл. Академика Зуева, 1.

<sup>3</sup> Тюменский Государственный университет,  
Россия, 625003, г. Тюмень, пр. Ленина, 25.

**Актуальность** исследования обусловлена необходимостью прогнозных оценок влияния тяжелых металлов и некоторых других элементов, накапливающихся в уличной пыли городов, на здоровье населения.

**Цель:** установление элементного состава уличной пыли и оценка риска здоровью от воздействия токсичных элементов, накапливающихся в уличной пыли регионов многопрофильной промышленности, в том числе активной угледобычи и углепереработки (г. Междуреченск, Южный Кузбасс); определение величины канцерогенного и неканцерогенного риска здоровью населения.

**Объекты:** материал уличной пыли, полученный путем отбора проб (29) по равномерной сети.

**Методы:** метод отбора проб уличной пыли посредством сита; выделение гранулометрической фракции менее 1 мм методом просеивания; определение гранулометрического состава и размера пылевых частиц (SALD-7101 SHIMADZU с полупроводниковым лазером); метод масс-спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой, NexION 300D для определения содержания 57 элементов в пробах; методы оценки риска воздействия химических веществ на здоровье человека.

**Результаты.** Уличная пыль изученной территории обогащена Fe (7,5), As (4,8), Sb (4,0), Ag (2,7), Pb (2,1), Cu (1,3), Ti (1,29) относительно кларка верхней части континентальной земной коры. В скобках приведены факторы обогащения, рассматриваются только те элементы, которые вошли в перечень для оценки риска. Превышение средних содержаний ряда элементов в уличной пыли над кларковыми значениями, в отдельных точках очень существенное, может быть связано с воздействием автотранспорта (Pb), металлообрабатывающих предприятий (Fe, Ti, Cr), продуктов сгорания угля (As, Hg), дальним переносом от угледобывающих предприятий, переносом воздушных потоков через массы вскрышных и вмещающих пород (Cr, Cu, Sb). Экологические риски здоровью населения от воздействия компонентов уличной пыли (учтены 26 элементов по данным масс-спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой) оценены с учетом перорального, ингаляционного и кожного путей поступления и использованием стандартных факторов экспозиции. В порядке уменьшения значений суммарных коэффициентов опасности (неканцерогенный риск), учитывающих все три пути поступления загрязнителей, элементы образуют следующий ряд: As ( $1,6 \times 10^{-1}$ ) > Cr ( $4,1 \times 10^{-2}$ ) > Pb ( $2,4 \times 10^{-2}$ ) > Mn ( $2,2 \times 10^{-2}$ ) > Sb ( $1,5 \times 10^{-2}$ ) > Ba ( $1,4 \times 10^{-2}$ ) > Al ( $8,6 \times 10^{-3}$ ) > Cu ( $4,4 \times 10^{-3}$ ) > Co ( $1,7 \times 10^{-3}$ ) > Cd ( $1,7 \times 10^{-3}$ ) > Zn ( $1,0 \times 10^{-3}$ ) > Hg ( $2,2 \times 10^{-4}$ );  $\Sigma$  КО (неканц) =  $29,4 \times 10^{-2}$ . Данный уровень риска характеризуется как приемлемый (допустимый риск); именно на этом уровне установлено большинство зарубежных и рекомендуемых международными организациями гигиенических нормативов для населения в целом. Однако проблема длительного воздействия малых доз токсичных элементов на здоровье населения также требует своего изучения. По уменьшению уровня канцерогенного риска элементы образуют следующий ряд: As ( $3,0 \times 10^{-5}$ ) > Cr (VI) ( $2,7 \times 10^{-5}$ ) > Be ( $4,3 \times 10^{-6}$ ) > Pb ( $1,6 \times 10^{-6}$ ) > Cd ( $1,2 \times 10^{-7}$ ). Значения, лежащие в интервале более  $1 \times 10^{-6}$ , но менее  $1 \times 10^{-4}$ , расцениваются как предельно допустимый риск. Данные уровни подлежат постоянному контролю. В некоторых случаях при таких уровнях риска могут проводиться дополнительные мероприятия по их снижению. Сопоставление показателей риска и геохимических характеристик уличной пыли указывает на необходимость учета эколого-геохимических особенностей депонирующих сред при интерпретации результатов оценки рисков.

**Ключевые слова:**

Уличная пыль, тяжелые металлы, ингаляционный риск, канцерогенный риск, неканцерогенный риск, угольная энергетика.

## Введение

Оценка риска для здоровья человека – крупное, активное развиваемое и востребованное научное направление [1–4]. Для оценки риска здоровью широко применяются зарубежные и отечественные общепризнанные методики и руководства [5–8].

В последние годы за рубежом и в России выполнены важные научно-практические исследования по оценке канцерогенного и неканцерогенного риска здоровью при хроническом поступлении химических веществ для жителей крупных промышленных городов, антропогенно-нарушенных территорий, районов экологических бедствий, районов интенсивной добычи минерально-сырьевых ресурсов [9–13].

В настоящее время концепция оценки риска практически во всех странах мира и международных организациях рассматривается в качестве главного механизма разработки и принятия управленческих решений как на международном, государственном или региональном уровнях, так и на уровне отдельного производства или другого потенциального источника загрязнения окружающей среды. Методология оценки риска применяется при внедрении показателей наилучших доступных технологий для контроля безопасности здоровья населения после применения новых методов регулирования выбросов.

В практику оценки рисков для населения все больше входит метод оценки жизненного цикла, один из ведущих инструментов экологического менеджмента в Европейском союзе. В частности, модель USE TOX [14], признанная мировым научным сообществом, позволяет отслеживать величину и значимость воздействия на окружающую среду и человеческий организм. Разработан новый подход, позволяющий рассчитать уровни условного токсического воздействия промышленных предприятий на человека и экосистемы с использованием методик оценки жизненного цикла и биогеохимических исследований [15]. Модифицированный характеристический коэффициент токсичности, предложенный в [16], позволил проранжировать локальные территории России и Казахстана по степени токсичности отдельных элементов в составе организмов млекопитающих.

Для оценки риска здоровью широко применяются данные о состоянии атмосферного воздуха с учетом международно признанных принципов [17]. Наряду с этим, не меньший интерес для этих же целей представляет использование геохимических данных о содержании загрязнителей в депонирующих средах, в частности в дорожной пыли [10, 12, 13, 18–21].

Действительно, уличная пыль представляет собой объект, позволяющий узнать общий геохимический состав атмосферного воздуха исследуемой территории, с высокой точностью выявить содержание примесей и вредных для здоровья химических элементов, предоставляет возможность анализировать и сортировать ее по многим показателям, оценить риски для здоровья человека. Новые данные по составу уличной пыли получены в последние годы в российских городах и

регионах: Восточный округ и некоторые районы Москвы [22–24], Стойло-Лебединский горнодобывающий комплекс [25], северные районы Западной Сибири [12, 26], Пермская область [27], Урал [10]. За исключением этих работ исследования уличной пыли в РФ пока не носят систематического характера, сведения довольно разрозненны.

Учет содержаний элементов, определяемых в геохимических исследованиях, при оценке риска создает эффективную модель потенциальных рисков при условии изменения их содержаний в динамике и в пространстве. Нашим коллективом развивается методология оценки риска в сочетании с геохимическим подходом в условиях антропогенеза Сибири, исходными данными для расчетов служат содержания элементов в депонирующих средах: твердом осадке снега [28, 29], почвах [30], в настоящей статье – в уличной пыли.

Представляется важным оценивать риски влияния на здоровье человека токсичных элементов, выделяющихся при работе промышленных предприятий различного профиля. Данная задача становится еще более актуальной при рассмотрении городских территорий, подвергаемых воздействию угольной промышленности. Добыча и транспортировка угля, генерация энергии на угольных электростанциях, начиная с момента получения угля и заканчивая окончательной утилизацией отходов от сжигания угля, приводит к значительному загрязнению окружающей среды, образованию существенных объемов пылевых выбросов [31–36]. Токсичные элементы вместе с пылью выделяются при движении транспортных средств, при обработке летучей золы, выбрасываются через дымовые трубы, что приводит к повреждению растений и болезням людей и животных, представляют опасность для окружающей среды как в непосредственной близости от объектов угледобычи, так и на расстоянии [37–40].

В 1992 г. коллективом кафедры геоэкологии и геохимии Томского политехнического университета начались эколого-геохимические исследования территории города Междуреченска Кемеровской области [41].

Интерес к изучению этого объекта в плане сформулированных выше задач обусловлен функционированием вблизи города (3–12 км) крупных российских угледобывающих предприятий с открытой (угольные разрезы) и закрытой (шахты) добычей угля. Крупнейшими угольными объединениями города являются: ЗАО «Распадская угольная компания», ОАО «Междуречье», ОАО «Южный Кузбасс» [42]. Промышленность г. Междуреченска характеризуется многоотраслевой структурой, угольная отрасль является градообразующей. В структуре промышленного производства на долю предприятий, осуществляющих добычу и переработку полезных ископаемых (в основном каменный уголь), приходится 90 %.

Междуреченский городской округ занял третье место (после Новокузнецкого района и г. Новокузнецк) среди муниципальных образований Кемеровской области по объему вредных выбросов в воздух

(168,8 тысяч тонн, или 10,5 % общего объема, 2021 г. [43]).

В структуре общей заболеваемости жителей города Междуреченска, по данным ГБУЗ «Междуреченская городская больница», 2020 г. [44] болезни органов дыхания составляют 26,1 %, болезни системы кровообращения – 15,8 %, болезни костно-мышечной системы – 8,6 %, на четвертом месте травмы и отравления – 7,7 %, злокачественные новообразования занимают пятое место – 1,7 %.

Ранее проведенные на территории города атмо- и литогеохимические исследования [41] выявили неоднородный мозаичный характер распределения содержания большинства элементов в составе почв, что связано с геологическими предпосылками расположения шахт и разрезов вокруг города, без какого-либо компактного сосредоточения. Содержание с 1992 по 2015 гг. ряда элементов осталось на прежнем уровне (Ba, Zn, Co), некоторых элементов повысилось (Cr в 1,6, As в 2 раза).

Что касается атмогеохимических исследований, также проведенных ранее, можно констатировать, что уровень полевой нагрузки снизился с 363 кг/(км<sup>2</sup>×сут.) до 122 кг/(км<sup>2</sup>×сут.). Однако площадь, охваченная пробоотбором, значительно меньше в современный период наблюдений. Пространственное распределение загрязнителей в твердом осадке снега выглядит более контрастно: ореолы запыления вытянуты от от-

крытых угольных шахт и разрезов в соответствии с преобладающим направлением ветров. Сейчас продолжают исследования уличной пыли.

Таким образом, целью настоящей работы явилось изучение элементного состава уличной пыли в городе Междуреченске и оценка риска для здоровья на основе полученных геохимических данных.

#### Объекты и методы исследования

Всего было отобрано 29 проб уличной пыли (рис. 1). На каждом участке отбора проб образец пыли отбирали из пяти–восьми точек краев дороги или тротуара путем подметания пластиковой щеткой и сбора в чистый лоток, а затем тщательно перемешивали для получения образца пылевой смеси массой ~500 г [22, 23]. Фактические координаты широты и долготы каждого места отбора проб были записаны глобальной системой позиционирования (GPS). Все образцы пыли были собраны таким образом в сухой сезон июля 2020 г. и запечатаны в полиэтиленовые пакеты. Образцы пыли подвергались естественной сушке на воздухе в условиях вентиляции, темноты и комнатной температуры в лаборатории в течение не менее двух недель, просеиванию с использованием сита для получения пылевой фракции 1 мм. Вся обработка проводилась без контакта с металлами, чтобы избежать перекрестного загрязнения.

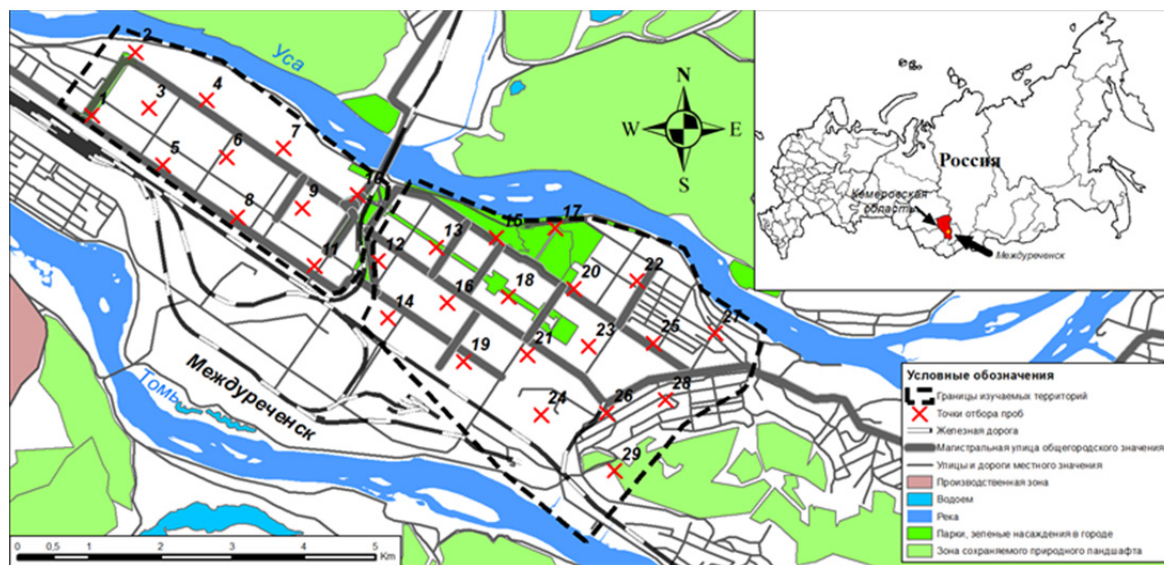


Рис. 1. Карта-схема отбора проб

Fig. 1. Diagrammatic map of dust sample locations

Исследования вещественного и гранулометрического состава проб уличной пыли выполнены на оборудовании в лабораториях Центра коллективного пользования ТПУ.

Вещественный состав проб изучен на бинокулярном микроскопе в лаборатории МИНОЦ «Урановая геология» (отделение геологии ТПУ). Лазерно-дифракционный метод применен для изучения гранулометрического состава проб на приборе SALD-7101 фирмы SHIMADZU (Япония) с полупроводниковым

лазером (длина волны 375 нм, выход 10 мВт) в НОЦ «Наноцентр». Навеска каждой пробы помещалась в ванну смесителя с дистиллированной водой и в течение 5 мин диспергировалась при помощи ультразвуковой установки (40 Вт, 40 кГц).

Методом ИСП-МС с пробоподготовкой [45] в предварительно измельченных на виброистирателе пробах определено содержание 57 химических элементов на приборе ИСП-масс-спектрометр ELAN в ХАЦ «Плазма» (г. Томск, аттестат аккредитации

RA.RU.516895 от 05.05.2016 г., с использованием стандартных образцов сравнения.)

Статистические показатели содержаний химических элементов в пробах определяли в программе «Statistica», расчеты показателей риска – в специально созданной программе для ЭВМ «Расчет показателей риска здоровью населения на основе эколого-геохимических данных» [46].

Для оценки степени обогащения уличной пыли химическими элементами и определения их происхождения рассчитывали фактор обогащения (ФО) [22, 23] относительно кларка земной коры [47] и содержания элементов в почвогрунтах изучаемой территории:

$$FO = (C/C_{норм})_{проба} / (C/C_{норм})_{земн. кора(почвогрунты)},$$

где C и C<sub>норм</sub> – содержания изучаемого и нормирующего элемента, соответственно, в пробе, земной коре или почвогрунтах. В качестве нормирующего элемента, который не должен поступать из антропогенных

источников, в нашем исследовании использовали титан. Если значения ФО более 1, это указывает на антропогенные источники химических элементов, а менее 1 – на литогенную природу элементов.

Оценка риска для здоровья от воздействия компонентов уличной пыли Be, Mg, Al, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, Cd, Sn, Sb, Ba, Hg, Pb проводилась согласно [6, 7]. Критерием отбора этих элементов послужило наличие токсикологической информации, сведений о референтных концентрациях и дозах при пероральном, ингаляционном, кожном поступлении [48, 49]. Учитывались три пути поступления пылевых частиц в организм: проглатывание частиц пыли (пероральный путь), вдыхание взвешенных частиц пыли через рот и нос (ингаляционный путь) и кожное поглощение металлов частицами (дермальный путь). Использовались коэффициенты поглощения и выброса частиц, разработанные для почвы [9].

**Таблица 1.** Стандартные факторы экспозиции, используемые при расчете дозы, и их варибельность

**Table 1.** Standard exposure factors used in dose calculation and their variability

Стандартные факторы экспозиции Standart exposure factors	Тип распределения Distribution	Значение (доверительный интервал) Value (confidence interval)
PEF – фактор эмиссии пылевых частиц dust particle emission factor	–	1,36□10 <sup>9</sup>
R <sub>инг</sub> – объем воздуха, поступающего в сутки в организм взрослого человека, м <sup>3</sup> /день daily incoming air volume in the adult body, m <sup>3</sup> /day	–	20±4
V – суточное пероральное поступление почвы в организм взрослого человека, мг/день daily oral intake of soil into the body of an adult, mg/day	–	100
SA – площадь кожи, подвергшейся воздействию, см <sup>2</sup> exposed skin area, cm <sup>2</sup>	–	5700
SL – фактор адгезии, мг/см <sup>2</sup> /adhesion factor, mg/cm <sup>2</sup>	–	0,07
ABS – фактор кожной адсорбции/skin adsorption factor	–	0,001
EF – частота воздействия, дней/год exposure frequency, day/year	Триангулярное Triangular	350 (180–365)
ED – продолжительность воздействия, лет exposure duration, year	Логнормальное Lognormal	30 (19–43)
BW – масса тела взрослого человека, кг adult body weight, kg	Логнормальное Lognormal	70 (55–80)
AT – период осреднения экспозиции, лет average time, year	Точечное Point	30 (70*)
C <sub>эл</sub> – концентрация элемента в почве, мг/кг element contents, mg/kg	Нормальное Normal	C <sub>эл</sub> ±SD

SD – стандартное отклонение/standard deviation; \*значение для канцерогенов/value for cancerogenic agents.

Суммарный индекс опасности по каждому элементу рассчитывался как сумма коэффициентов опасности (КО) перорального (КО<sub>пер</sub>), ингаляционного (КО<sub>инг</sub>) и дермального (КО<sub>дерм</sub>) воздействия для каждого элемента:

$$KO = KO_{пер} + KO_{инг} + KO_{дерм}.$$

Коэффициент опасности перорального воздействия КО<sub>пер</sub> оценивался как отношение среднесуточной дозы (LADD<sub>пер</sub>) к референтной при пероральном поступлении (RfD<sub>пер</sub>):

$$KO_{пер} = \frac{LADD_{пер}}{RfD_{пер}}.$$

Среднесуточная доза при пероральном поступлении (LADD<sub>пер</sub>) каждого элемента вместе с почвой рассчитывалась по формуле:

$$LADD_{пер} = \frac{C_{эл} \times V \times ED \times EF}{BW \times AT \times 365} \times 10^{-6},$$

где LADD<sub>пер</sub> – среднесуточная доза при пероральном поступлении в течение жизни для неканцерогенного воздействия, мг/(кг×сутки); стандартные факторы экспозиции приведены в табл. 1.

Коэффициент опасности кожного воздействия КО<sub>дерм</sub> оценивался как отношение среднесуточной дозы к референтной при поступлении через кожу (RfD<sub>дерм</sub>):

$$KO_{дерм} = \frac{LADD_{дерм}}{RfD_{дерм}}.$$

Среднесуточная доза при поступлении каждого элемента вместе с почвой через кожу LADD<sub>дерм</sub>, мг/(кг×сутки) рассчитывалась по формуле:

$$LADD_{дерм} = \frac{C_{эл} \times SA \times SL \times ABS \times EF \times ED}{BW \times AT} \times 10^{-6}.$$

Коэффициент опасности ингаляционного хронического воздействия КО<sub>инг</sub> рассчитывался как отно-

шение среднесуточной дозы  $LADD_{инг}$  к референтной при ингаляционном поступлении ( $RfD_{инг}$ ):

$$KO_{инг} = \frac{LADD_{инг}}{RfD_{инг}}$$

Среднесуточная доза при ингаляционном поступлении каждого элемента с уличной пылью рассчитывалась по формуле:

$$LADD_{инг} = \frac{C_{эл} \times R_{инг} \times EF \times ED}{PEF \times BW \times AT \times 365}$$

Канцерогенный риск при пероральном и ингаляционном поступлении рассчитывался по формулам:

$$R_{инд.канц.пер.} = LADD'_{(пер)} \times SF_0;$$

$$R_{инд.канц.инг.} = LADD'_{(инг)} \times SF_1,$$

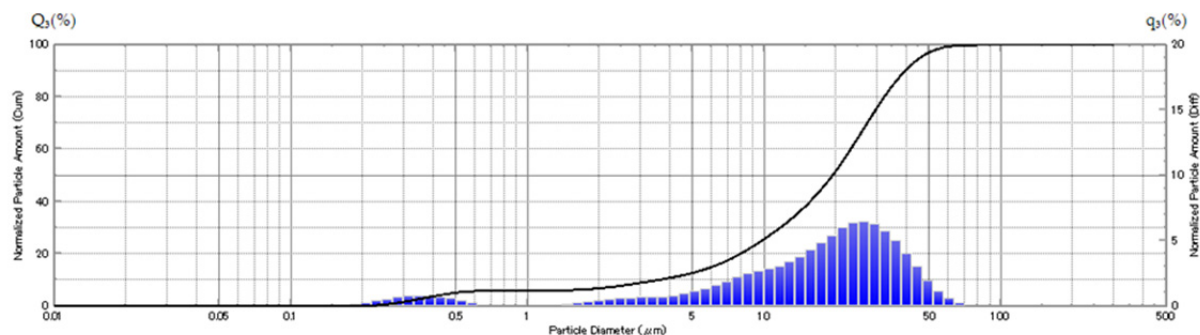
где  $SF_0$ ,  $SF_1$  – факторы канцерогенного потенциала при пероральном и ингаляционном поступлении, соответственно [6],  $мг/(кг \times сут.)^{-1}$ .

$LADD'_{(пер)}$ ,  $LADD'_{(инг)}$  рассчитывались по тем же формулам, что и при расчете неканцерогенных рисков, но период осреднения экспозиции берется равным 70 годам (табл. 1).

## Результаты и их обсуждение

В пробах уличной пыли исследуемой территории содержатся такие минералы, как кварц, альбит, микролин и кальцит (5–35 %). Компоненты антропогенного происхождения представлены угольной пылью (15–30 %), стеклом (2–5 %) и частицами асфальта (2–7 %). По результатам ситового разделения проб уличной пыли на фракции более 1 мм и менее 1 мм установлено, что в составе уличной пыли на территории г. Междуреченска преобладает фракция менее 1 мм. Определено, что доля фракции частиц менее 1 мм изменяется от 62 до 93,3 при среднем 79,3 %, тогда как доля фракции более 1 мм – от 6,7 до 38 при среднем 20,7 %. В пробах из западной части города фракция менее 1 мм варьирует от 60 до 92 при среднем 77,7 %, а в восточной части – от 70 до 93,3 при среднем 80,2 %.

Метод лазерной дифракции показал, что размер частиц в пробах уличной пыли изменяется в широком диапазоне – от 0,1 до 131,5 мкм. Распределение частиц для городских проб уличной пыли по размерам представлено на рис. 2.



**Рис. 2.** Кумулятивная и дифференциальная кривые распределения частиц по размерам в пробе уличной пыли г. Междуреченска по данным метода лазерной дифракции

**Fig. 2.** Cumulative and differential curves of particle size distribution in the samples of Mezhdurechensk street dust according to the laser diffraction method

Средний диаметр частиц в пробах с территории города варьирует от 7,3 до 21,1 мкм, при среднем значении  $15,0 \pm 0,5$  мкм. В пробах, отобранных в западной части города, средний размер частиц составляет  $12,4 \pm 0,6$  мкм, а в восточной части –  $16,7 \pm 0,5$  мкм.

Пробы уличной пыли города содержат 10 % частиц с размером 2,7 мкм, 50 % частиц с размером 15 мкм, 90 % частиц с размером 35,2 мкм. Гранулометрический состав частиц в городских пробах представлен преимущественно средним и крупным классами частиц: доля  $PM_1$  составляет в среднем 6,7 %,  $PM_{1-10}$  – 29,2 %,  $PM_{10-50}$  – 60,7 %,  $PM_{>50}$  – 3,4 %.

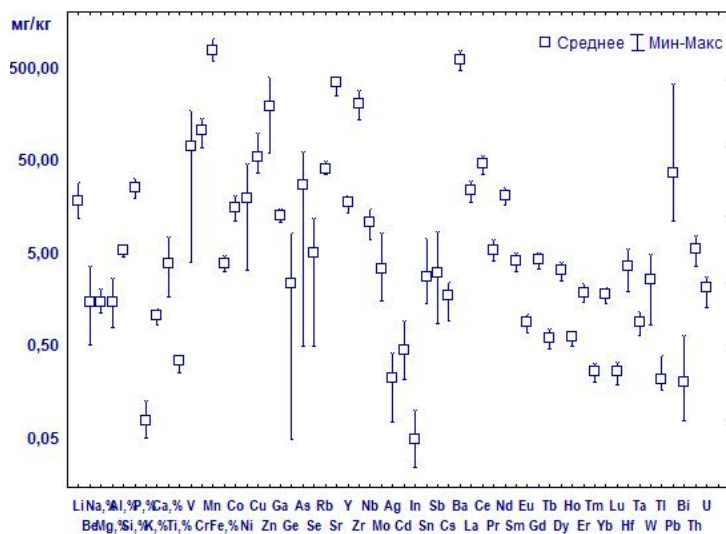
Максимальная доля  $PM_1$  (20,6 %) приходится на пробу из района расположения автовокзала (западная часть города), что может указывать на их поступление с выхлопами автотранспорта. В пробах, отобранных на окраине юго-восточной части города, доля мелкой фракции ( $PM_1$ ) изменяется от 5 до 16 %, что, вероятно, может свидетельствовать о дальнем ветровом переносе мелкодисперсной фракции угольной пыли от близрасположенных угольных разрезов и во время транспортировки добытого угля в этой части города.

Содержания химических элементов, включая группу макроэлементов (Na, Ca, Fe, Ti, Mn, Al, Si, K, P) и микроэлементов, таких как тяжелые металлы 1, 2, 3 класса опасности, редкие, редкоземельные и радиоактивные элементы, в валовых пробах уличной пыли, варьируют в широких пределах (рис. 3). По значениям коэффициента вариации ( $V$ ) крайне неравномерное распределение ( $V > 75$  %) характерно для Pb, неравномерное ( $V = 40-75$  %) – для V, Ni, Be, Ge, As, Se, Mo, In, Sb, Sn и Bi, что может указывать на наличие геохимических аномалий на территории города, сформированных под воздействием локальных источников загрязнения.

По значениям  $FO$ , рассчитанного относительно кларка земной коры, городская уличная пыль существенно обогащена Cu, Zn, Ge, As, Sr, Zr, Mo, Ag, Cd, Sb, Pb, Ca ( $FO$  от 1,4 до 4,8) (рис. 4), что может быть связано с воздействием автотранспорта, ремонтных мастерских на территории города и дальним переносом от угледобывающих предприятий. Содержание большей части рассматриваемых элементов, в т. ч. макроэлементов, редких, редкоземельных и радиоактивных

элементов, в пробах близко к кларкам земной коры, что, вероятно, свидетельствует о поступлении этих элементов в составе частиц горных пород и угля вследствие дальнего переноса от буровзрывных работ на близрасположенных угледобывающих месторождениях.

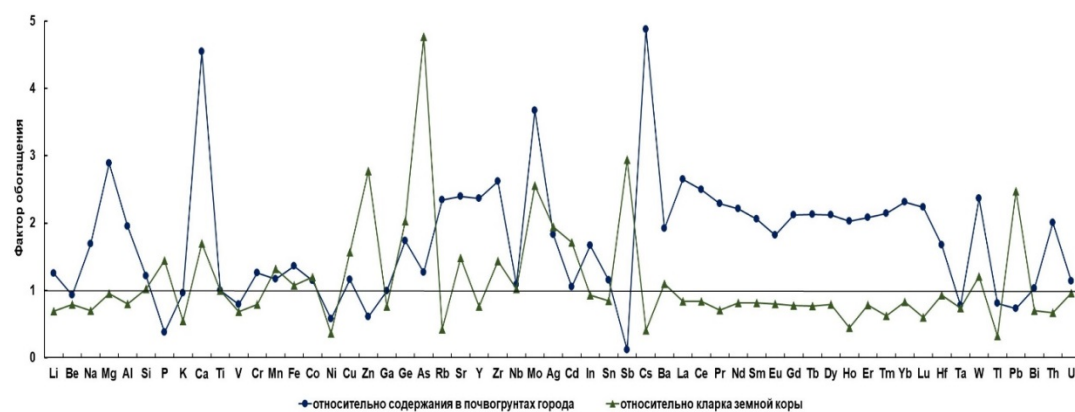
Вмещающие породы на месторождениях содержат минералы группы силикатов и алюмосиликатов. По данным [50], угли Кузнецкого бассейна в качестве примесей содержат группу таких микроэлементов, как редкие, редкоземельные и радиоактивные.



**Рис. 3.** Разброс содержаний элементов в уличной пыли г. Междуреченска  
**Fig. 3.** Spread of the contents of elements in the street dust of Mezhdurechensk

Вышеописанные предположения об источниках химических элементов могут быть подтверждены значениями факторов обогащения, рассчитанными относительно содержания элементов в почвогрунтах города (рис. 4). Городская уличная пыль относительно почвогрунтов существенно обогащена (ФО от 1,4 до 3,7) Na, Mg, Al, Ca, Sr, Mo, Ag, Ba, W, Th Rb, Zr, Cs и группой редкоземельных элементов (Ge, Y, In, La, Ce, Pr, Nd, Sm, Eu, Gd, Dy, Ho, Er, Tm, Yb, Lu, Hf), что может указывать на такой источник поступления как дальний перенос пылевых выбросов от уг-

ледобывающих месторождений. Обогащение проб уличной пыли макроэлементами может быть связано не только с почвенной составляющей и составом частиц горных пород, но и с абразией бордюрного камня. При производстве этого материала используется портландцемент, содержащий в значительном количестве кальций. Проведенные нами исследования снегового покрова в районе расположения цементного завода в Кемеровской области показали высокие концентрации кальция в твердой фазе снега и в составе производимой продукции – портландцементе [51].



**Рис. 4.** Факторы обогащения элементов в уличной пыли относительно содержаний в почвогрунтах и кларка земной коры  
**Fig. 4.** Factors of enrichment of elements in street dust relative to the contents in soils and clark of the Earth's crust

Содержание химических элементов, близкое к содержанию в почвогрунтах по значениям ФО, может свидетельствовать об их поступлении вследствие выдувания частиц почвогрунтов, в которых продукты техногенеза накапливаются и хранятся долговременно.

Среднесуточные дозы металлов оценивались по минимальным, максимальным, средним значениям и верхней границе 95 % доверительного интервала для среднего значения (95 % UCL). Они приведены в табл. 2. Обсуждение полученных значений доз необходимо проводить в совокупности с анализом производ-

ных от них значений – индексов риска. Отметим только, что использование стандартных факторов экспозиции повышает уровень неопределенности в оценке ре-

альных доз, однако позволяет сравнивать результаты разных авторов, что и проведено в обсуждении.

**Таблица 2.** Среднесуточные дозы металлов во взвешенных частицах уличной пыли в расчете на взрослое население с учетом трех маршрутов поступления (мг/кг×сутки)

**Table 2.** Average daily doses of metals in suspended particles of street dust per adult population, taking into account three routes of admission (mg/kg×day)

		Al	Cr	Mn	Co	Cu	Zn
LADD пер (per)	среднее/mean	$7,4 \times 10^{-2}$	$1,4 \times 10^{-4}$	$1,1 \times 10^{-3}$	$2,1 \times 10^{-5}$	$7,4 \times 10^{-5}$	$2,6 \times 10^{-4}$
	95%UCL	$7,6 \times 10^{-2}$	$1,5 \times 10^{-4}$	$1,1 \times 10^{-3}$	$2,2 \times 10^{-5}$	$8,2 \times 10^{-5}$	$3,0 \times 10^{-4}$
	min	$6,3 \times 10^{-2}$	$9,4 \times 10^{-5}$	$0,8 \times 10^{-3}$	$1,5 \times 10^{-5}$	$5,0 \times 10^{-5}$	$8,2 \times 10^{-5}$
	max	$8,3 \times 10^{-2}$	$1,9 \times 10^{-4}$	$1,4 \times 10^{-3}$	$2,8 \times 10^{-5}$	$1,4 \times 10^{-4}$	$5,4 \times 10^{-4}$
LADD дерм (derm)	среднее/mean	$2,9 \times 10^{-4}$	$5,7 \times 10^{-7}$	$4,3 \times 10^{-6}$	$8,5 \times 10^{-8}$	$3,0 \times 10^{-7}$	$1,1 \times 10^{-6}$
	95%UCL	$3,0 \times 10^{-4}$	$6,1 \times 10^{-7}$	$4,5 \times 10^{-6}$	$8,9 \times 10^{-8}$	$3,3 \times 10^{-7}$	$1,2 \times 10^{-6}$
	min	$2,5 \times 10^{-4}$	$3,7 \times 10^{-7}$	$3,2 \times 10^{-6}$	$6,1 \times 10^{-8}$	$2,0 \times 10^{-7}$	$3,3 \times 10^{-7}$
	max	$3,3 \times 10^{-4}$	$7,7 \times 10^{-7}$	$5,8 \times 10^{-6}$	$1,1 \times 10^{-7}$	$5,4 \times 10^{-7}$	$2,1 \times 10^{-6}$
LADD инг (inh)	среднее/mean	$1,1 \times 10^{-5}$	$2,1 \times 10^{-8}$	$1,6 \times 10^{-7}$	$3,1 \times 10^{-9}$	$1,1 \times 10^{-8}$	$3,9 \times 10^{-8}$
	95 % UCL	$1,1 \times 10^{-5}$	$2,2 \times 10^{-8}$	$1,6 \times 10^{-7}$	$3,3 \times 10^{-9}$	$1,2 \times 10^{-8}$	$4,5 \times 10^{-8}$
	min	$9,3 \times 10^{-6}$	$1,4 \times 10^{-8}$	$1,2 \times 10^{-7}$	$2,2 \times 10^{-9}$	$7,4 \times 10^{-9}$	$1,2 \times 10^{-8}$
	max	$1,2 \times 10^{-5}$	$2,8 \times 10^{-8}$	$2,1 \times 10^{-7}$	$4,2 \times 10^{-9}$	$2,0 \times 10^{-8}$	$7,9 \times 10^{-8}$
		As	Cd	Sb	Ba	Pb	Hg
LADD пер (per)	среднее/mean	$3,8 \times 10^{-5}$	$6,2 \times 10^{-7}$	$4,3 \times 10^{-6}$	$8,3 \times 10^{-4}$	$5,1 \times 10^{-5}$	$5,0 \times 10^{-8}$
	95 % UCL	$4,7 \times 10^{-5}$	$7,1 \times 10^{-7}$	$5,1 \times 10^{-6}$	$8,7 \times 10^{-4}$	$8,0 \times 10^{-5}$	$6,3 \times 10^{-8}$
	min	$6,9 \times 10^{-7}$	$3,0 \times 10^{-7}$	$1,2 \times 10^{-6}$	$6,4 \times 10^{-4}$	$1,5 \times 10^{-5}$	$6,3 \times 10^{-9}$
	max	$8,5 \times 10^{-5}$	$1,3 \times 10^{-6}$	$1,2 \times 10^{-5}$	$1,1 \times 10^{-3}$	$4,7 \times 10^{-4}$	$1,4 \times 10^{-7}$
LADD дерм (derm)	среднее/mean	$1,5 \times 10^{-7}$	$2,5 \times 10^{-9}$	$1,7 \times 10^{-8}$	$3,3 \times 10^{-6}$	$2,0 \times 10^{-7}$	$2,0 \times 10^{-10}$
	95 % UCL	$1,9 \times 10^{-7}$	$2,8 \times 10^{-9}$	$2,0 \times 10^{-8}$	$3,5 \times 10^{-6}$	$3,2 \times 10^{-7}$	$2,5 \times 10^{-10}$
	min	$2,7 \times 10^{-9}$	$1,2 \times 10^{-9}$	$4,8 \times 10^{-9}$	$2,6 \times 10^{-6}$	$6,0 \times 10^{-8}$	$2,5 \times 10^{-11}$
	max	$3,4 \times 10^{-7}$	$5,1 \times 10^{-9}$	$4,7 \times 10^{-8}$	$4,2 \times 10^{-6}$	$1,9 \times 10^{-6}$	$5,7 \times 10^{-10}$
LADD инг (inh)	среднее/mean	$5,5 \times 10^{-9}$	$9,2 \times 10^{-11}$	$6,3 \times 10^{-10}$	$1,2 \times 10^{-7}$	$7,5 \times 10^{-9}$	$7,3 \times 10^{-12}$
	95 % UCL	$6,9 \times 10^{-9}$	$1,0 \times 10^{-10}$	$7,5 \times 10^{-10}$	$1,3 \times 10^{-7}$	$1,2 \times 10^{-8}$	$9,2 \times 10^{-12}$
	min	$1,0 \times 10^{-10}$	$4,4 \times 10^{-11}$	$1,8 \times 10^{-10}$	$9,4 \times 10^{-8}$	$2,2 \times 10^{-9}$	$9,3 \times 10^{-13}$
	max	$1,3 \times 10^{-8}$	$1,9 \times 10^{-10}$	$1,7 \times 10^{-9}$	$1,6 \times 10^{-7}$	$6,8 \times 10^{-8}$	$2,1 \times 10^{-11}$

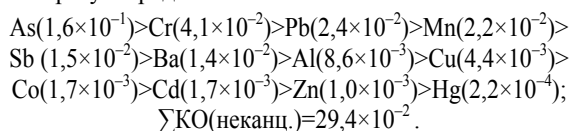
**Таблица 3.** Характеристика неканцерогенных эффектов воздействия металлов в уличной пыли

**Table 3.** Characteristics of non-carcinogenic effects of exposure to metals in street dust

		Al	Cr	Mn	Co	Cu	Zn
КО пер (per)	среднее/mean	$7,4 \times 10^{-2}$	$2,9 \times 10^{-2}$	$7,6 \times 10^{-3}$	$1,1 \times 10^{-3}$	$3,9 \times 10^{-3}$	$8,7 \times 10^{-4}$
	95 % UCL	$7,6 \times 10^{-2}$	$3,0 \times 10^{-2}$	$8,0 \times 10^{-3}$	$1,1 \times 10^{-3}$	$4,3 \times 10^{-3}$	$1,0 \times 10^{-3}$
	min	$6,3 \times 10^{-2}$	$1,9 \times 10^{-2}$	$5,7 \times 10^{-3}$	$7,6 \times 10^{-4}$	$2,6 \times 10^{-3}$	$2,7 \times 10^{-4}$
	max	$8,3 \times 10^{-2}$	$3,9 \times 10^{-2}$	$1,0 \times 10^{-2}$	$1,4 \times 10^{-3}$	$7,1 \times 10^{-3}$	$1,8 \times 10^{-3}$
КО дерм (derm)	среднее/mean	$2,9 \times 10^{-4}$	$9,5 \times 10^{-3}$	$2,3 \times 10^{-3}$	$5,3 \times 10^{-6}$	$2,5 \times 10^{-5}$	$1,7 \times 10^{-5}$
	95 % UCL	$3,0 \times 10^{-4}$	$1,0 \times 10^{-2}$	$2,4 \times 10^{-3}$	$5,6 \times 10^{-6}$	$2,7 \times 10^{-5}$	$2,0 \times 10^{-5}$
	min	$2,5 \times 10^{-4}$	$6,2 \times 10^{-3}$	$1,7 \times 10^{-3}$	$3,8 \times 10^{-6}$	$1,7 \times 10^{-5}$	$5,4 \times 10^{-6}$
	max	$3,3 \times 10^{-4}$	$1,3 \times 10^{-2}$	$3,1 \times 10^{-3}$	$7,0 \times 10^{-6}$	$4,5 \times 10^{-5}$	$3,6 \times 10^{-5}$
КО инг (inh)	среднее/mean	$7,6 \times 10^{-4}$	$7,4 \times 10^{-4}$	$1,1 \times 10^{-2}$	$5,5 \times 10^{-4}$	$2,7 \times 10^{-7}$	$1,3 \times 10^{-7}$
	95 % UCL	$7,8 \times 10^{-4}$	$7,8 \times 10^{-4}$	$1,1 \times 10^{-2}$	$5,8 \times 10^{-4}$	$3,0 \times 10^{-7}$	$1,5 \times 10^{-7}$
	min	$6,5 \times 10^{-4}$	$4,8 \times 10^{-4}$	$8,3 \times 10^{-3}$	$3,9 \times 10^{-4}$	$1,8 \times 10^{-7}$	$4,0 \times 10^{-8}$
	max	$8,5 \times 10^{-4}$	$9,9 \times 10^{-4}$	$1,5 \times 10^{-2}$	$7,3 \times 10^{-4}$	$5,0 \times 10^{-7}$	$2,6 \times 10^{-7}$
КО сум (sum) (HI)	среднее/mean	$8,4 \times 10^{-3}$	$3,9 \times 10^{-2}$	$2,1 \times 10^{-2}$	$1,6 \times 10^{-3}$	$3,9 \times 10^{-3}$	$8,9 \times 10^{-4}$
	95 % UCL	$8,6 \times 10^{-3}$	$4,1 \times 10^{-2}$	$2,2 \times 10^{-2}$	$1,7 \times 10^{-3}$	$4,4 \times 10^{-3}$	$1,0 \times 10^{-3}$
	min	$7,2 \times 10^{-3}$	$2,5 \times 10^{-2}$	$1,6 \times 10^{-2}$	$1,2 \times 10^{-3}$	$2,6 \times 10^{-3}$	$2,8 \times 10^{-4}$
	max	$9,5 \times 10^{-3}$	$5,3 \times 10^{-2}$	$2,8 \times 10^{-2}$	$2,1 \times 10^{-3}$	$7,2 \times 10^{-3}$	$1,8 \times 10^{-3}$
		As	Cd	Sb	Ba	Pb	Hg
КО пер (per)	среднее/mean	$1,3 \times 10^{-1}$	$1,2 \times 10^{-3}$	$1,1 \times 10^{-2}$	$1,2 \times 10^{-2}$	$1,5 \times 10^{-2}$	$1,7 \times 10^{-4}$
	95 % UCL	$1,6 \times 10^{-1}$	$1,4 \times 10^{-3}$	$1,3 \times 10^{-2}$	$1,2 \times 10^{-2}$	$2,3 \times 10^{-2}$	$2,1 \times 10^{-4}$
	min	$2,3 \times 10^{-3}$	$6,0 \times 10^{-4}$	$3,0 \times 10^{-3}$	$9,1 \times 10^{-3}$	$4,3 \times 10^{-3}$	$2,1 \times 10^{-5}$
	max	$2,8 \times 10^{-1}$	$2,6 \times 10^{-3}$	$3,0 \times 10^{-2}$	$1,5 \times 10^{-2}$	$1,3 \times 10^{-1}$	$4,8 \times 10^{-4}$
КО дерм (derm)	среднее/mean	$1,2 \times 10^{-3}$	$2,5 \times 10^{-4}$	$2,1 \times 10^{-3}$	$6,8 \times 10^{-4}$	$3,9 \times 10^{-4}$	$9,5 \times 10^{-6}$
	95 % UCL	$1,5 \times 10^{-3}$	$2,8 \times 10^{-4}$	$2,5 \times 10^{-3}$	$7,1 \times 10^{-4}$	$6,1 \times 10^{-4}$	$1,2 \times 10^{-5}$
	min	$2,2 \times 10^{-5}$	$1,2 \times 10^{-4}$	$6,0 \times 10^{-4}$	$5,2 \times 10^{-4}$	$1,2 \times 10^{-4}$	$1,2 \times 10^{-6}$
	max	$2,7 \times 10^{-3}$	$5,1 \times 10^{-4}$	$5,9 \times 10^{-3}$	$8,6 \times 10^{-4}$	$3,5 \times 10^{-3}$	$2,7 \times 10^{-5}$
КО инг (inh)	среднее/mean	$1,8 \times 10^{-5}$	$1,6 \times 10^{-6}$	$1,6 \times 10^{-6}$	$8,6 \times 10^{-4}$	$2,1 \times 10^{-6}$	$8,6 \times 10^{-8}$
	95 % UCL	$2,3 \times 10^{-5}$	$1,8 \times 10^{-6}$	$1,9 \times 10^{-6}$	$8,9 \times 10^{-4}$	$3,4 \times 10^{-6}$	$1,1 \times 10^{-7}$
	min	$3,4 \times 10^{-7}$	$7,7 \times 10^{-7}$	$4,5 \times 10^{-7}$	$6,6 \times 10^{-4}$	$6,3 \times 10^{-7}$	$1,1 \times 10^{-8}$
	max	$4,2 \times 10^{-5}$	$3,3 \times 10^{-6}$	$4,4 \times 10^{-6}$	$1,1 \times 10^{-3}$	$1,9 \times 10^{-5}$	$2,4 \times 10^{-7}$
КО сум (sum) (HI)	среднее/mean	$1,3 \times 10^{-1}$	$1,5 \times 10^{-3}$	$1,3 \times 10^{-2}$	$1,3 \times 10^{-2}$	$1,5 \times 10^{-2}$	$1,8 \times 10^{-4}$
	95 % UCL	$1,6 \times 10^{-1}$	$1,7 \times 10^{-3}$	$1,5 \times 10^{-2}$	$1,4 \times 10^{-2}$	$2,4 \times 10^{-2}$	$2,2 \times 10^{-4}$
	min	$2,3 \times 10^{-3}$	$7,2 \times 10^{-4}$	$3,6 \times 10^{-3}$	$1,0 \times 10^{-2}$	$4,4 \times 10^{-3}$	$2,2 \times 10^{-5}$
	max	$2,9 \times 10^{-1}$	$3,1 \times 10^{-3}$	$3,6 \times 10^{-2}$	$1,7 \times 10^{-2}$	$1,4 \times 10^{-1}$	$5,0 \times 10^{-4}$

Результаты расчета коэффициентов опасности для оценки неканцерогенных эффектов воздействия рассматриваемых металлов на организм человека при трех путях поступления приведены в табл. 3. Значения коэффициентов опасности для большинства элементов изменяются в широком диапазоне для разных металлов – от  $10^{-5}$  до  $10^{-1}$  при пероральном поступлении, от  $10^{-6}$  до  $10^{-2}$  при дермальном поступлении, от  $10^{-8}$  до  $10^{-2}$  при ингаляционном поступлении.

По уменьшению суммарного КО (неканц.) элементы образуют ряд



Сравнение проведено по верхней границе 95 % доверительного интервала для среднего значения. Коэффициенты ингаляционного воздействия менее 0,1 принято считать неопасными согласно существующим критериям приемлемости риска. С этой точки зрения только мышьяк формирует уровень риска, хотя и допустимый, но заставляющий обратить на себя внимание. Геохимическая среда в угленосных пластах благоприятна для накопления микроэлементов по сравнению со средним фоном земной коры. Среднее мировое содержание As для битуминозных и бурых углей составляет, соответственно,  $9,0 \pm 0,8$  и  $7,4 \pm 1,4$  ppm, в пересчете на золу:  $50 \pm 5$  и  $49 \pm 8$  ppm, соответственно [52]. As является типоморфным для углей элементом. Содержание мышьяка в углях Кузбасса на том же уровне [53], однако в 35 % проб содержание мышьяка отличается крайне неоднородным распределением с коэффициентом вариации более 85 %. Поэтому при использовании пластов, обогащенных углем, коэффициенты опасности могут быть на порядок выше. Вовлекая в переработку уголь с тех или иных месторождений, нужно обращать внимание на содержание в нем мышьяка. При тех значениях безопасных уровней воздействия, которые рекомендует ЕРА и отечественное руководство, и при стандартных факторах экспозиции повышенные содержания мышьяка в почвах и пыли обуславливают канцерогенные и неканцерогенные риски, превышающие низкий уровень риска и переводящие проблему в ранг особо важных [33].

Воздействие других элементов, как показывает анализ табл. 3 и ранжированного ряда по уменьшению коэффициентов опасности, оценивается как безопасное. Вместе с тем все чаще внимание исследователей привлекают особенности длительного воздействия химических веществ в низких концентрациях, в плане возможно скрытых, отдаленных во времени изменений в организме.

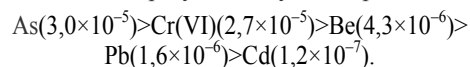
Sb, Cr, Cu могут накапливаться в пыли в процессе переноса воздушных потоков через массы вскрышных и вмещающих пород, поскольку концентрации этих элементов во вскрышных породах предприятий угольной промышленности превосходят средние концентрации в верхней части континентальной земной коры в 1,8–20,8 раз [54]. Цинк и свинец проявляются

при истирании бордюрного камня и при работе автотранспорта [22, 23]. Расчет в программном комплексе «Эра» на основании данных инвентаризации 96 источников выбросов в г. Междуреченске [55] показал: выбросы Mn на 56,8–68,9 % формируются угольными предприятиями, на 5,5 % – строительными предприятиями. 91,7 % Cr поступает в атмосферный воздух с угольных разрезов. Элементы оседают в пыли в составе частиц горных пород и угля как результат дальнего переноса от буровзрывных работ на близрасположенных угледобывающих месторождениях.

Значительная доля алюминия в составе взвешенных твердых частиц в атмосферном воздухе находится в виде природных соединений (например, полевых шпатов, глинистых минералов). Однако территории, подверженные воздействию выбросов от теплоэлектростанций, отличаются повышенными содержаниями в пробах твердого осадка снега техногенных микросферул алюмосиликатного состава [56].

Расчет индивидуального канцерогенного риска проводился с учетом стандартных факторов экспозиции (табл. 4) на основании данных о содержании тех элементов в составе уличной пыли, которые обладают канцерогенными свойствами. Согласно классификации Всемирной Организации Здравоохранения (ВОЗ) в оценку вошли Be, Cr (VI), As, Cd, Pb.

Оценка канцерогенного риска при пероральном поступлении элементов из уличной пыли показала следующее. По уменьшению уровня канцерогенного риска элементы образуют следующий ряд:



В этом ряду только влияние кадмия может расцениваться как пренебрежимое (менее  $10^{-6}$ ). Все остальные значения лежат в интервале более  $1 \times 10^{-6}$ , но менее  $1 \times 10^{-4}$ , и расцениваются как предельно допустимый риск. Данные уровни подлежат постоянному контролю. В некоторых случаях при таких уровнях риска могут проводиться дополнительные мероприятия по их снижению.

Индивидуальный канцерогенный риск, вызванный вдыханием Cr (VI), имеет значения в интервале от  $1,7 \times 10^{-5}$  до  $3,5 \times 10^{-3}$ . Но и эти значения можно считать завышенными, так как выбранный метод анализа определяет общее содержание элемента, без выделения содержания шестивалентного хрома, который обладает канцерогенностью.

Заслуживает обсуждения как набор элементов, потенциальных источников риска, так и мера риска – количественные характеристики их опасности для здоровья, в сравнении с данными по оценке риска для территорий различного использования и для угледобывающих регионов. Исследования [10, 21, 34, 57, 58] выполнены по аналогичной методике и близких значениях стандартных факторов экспозиции, что позволяет их сравнивать. Сравнение наших данных (нижняя строка табл. 5) с результатами по оценке риска в некоторых регионах Китая (Huangshi, Guizhou, Baotou), Индии (Jharia), России (Южный Урал) выявило следующие закономерности (табл. 5).



Модальные интервалы частных значений находятся в близком диапазоне, как видно из данных табл. 5. Ранжированные ряды по уменьшению суммарного коэффициента опасности существенно различаются набором элементов, вошедших в ранжированный ряд и вкладом каждого элемента в неканцерогенный риск.

Слабо прослеживается геохимическая проявленность уличной пыли в сравнении городских урбанизированных территорий и территорий углепромышленных районов. Это может указывать на сочетанное воздействие ряда факторов, сложность их дифференциации и привязки к конкретным источникам выбросов.

**Таблица 4.** Среднесуточные дозы и величины канцерогенных рисков от воздействия компонентов уличной пыли

**Table 4.** Average daily doses and values of carcinogenic risks from exposure to components of street dust

		Be	Cr (VI)	As	Cd	Pb
	SF <sub>0</sub> (мг/кг×день) <sup>-1</sup> (mg/kg×day) <sup>-1</sup>	4,3	0,42	1,5	0,38	0,047
LADD' пер (per), мг/кг×день mg/kg×day	среднее/mean	8,6×10 <sup>-7</sup>	6,1×10 <sup>-5</sup>	1,6×10 <sup>-3</sup>	2,7×10 <sup>-7</sup>	2,2×10 <sup>-5</sup>
	95 % UCL	1,0×10 <sup>-6</sup>	6,5×10 <sup>-5</sup>	2,0×10 <sup>-5</sup>	3,0×10 <sup>-7</sup>	3,4×10 <sup>-5</sup>
	min	3,0×10 <sup>-7</sup>	4,0×10 <sup>-5</sup>	2,9×10 <sup>-7</sup>	1,3×10 <sup>-7</sup>	6,5×10 <sup>-6</sup>
	max	2,1×10 <sup>-6</sup>	8,3×10 <sup>-5</sup>	3,6×10 <sup>-5</sup>	5,5×10 <sup>-7</sup>	2,0×10 <sup>-4</sup>
Rind канц пер (canc per)	среднее/mean	3,7×10 <sup>-6</sup>	2,6×10 <sup>-5</sup>	2,4×10 <sup>-5</sup>	1,0×10 <sup>-7</sup>	1,0×10 <sup>-6</sup>
	95 % UCL	4,3×10 <sup>-6</sup>	2,7×10 <sup>-5</sup>	3,0×10 <sup>-5</sup>	1,2×10 <sup>-7</sup>	1,6×10 <sup>-6</sup>
	min	1,3×10 <sup>-7</sup>	1,7×10 <sup>-5</sup>	4,4×10 <sup>-7</sup>	4,9×10 <sup>-8</sup>	3,1×10 <sup>-7</sup>
	max	9,1×10 <sup>-6</sup>	3,5×10 <sup>-5</sup>	5,4×10 <sup>-5</sup>	2,1×10 <sup>-7</sup>	9,4×10 <sup>-6</sup>
	SF <sub>1</sub> (мг/кг×день) <sup>-1</sup>	8,4	42	15	6,3	0,042
LADD' инг (inh), мг/кг×день mg/kg×day	среднее/mean	1,3×10 <sup>-10</sup>	9,0×10 <sup>-9</sup>	2,4×10 <sup>-9</sup>	3,9×10 <sup>-11</sup>	3,2×10 <sup>-9</sup>
	95 % UCL	1,5×10 <sup>-10</sup>	9,6×10 <sup>-9</sup>	3,0×10 <sup>-9</sup>	4,4×10 <sup>-11</sup>	5,1×10 <sup>-9</sup>
	min	4,4×10 <sup>-11</sup>	5,9×10 <sup>-9</sup>	4,3×10 <sup>-11</sup>	1,9×10 <sup>-11</sup>	9,5×10 <sup>-10</sup>
	max	3,1×10 <sup>-10</sup>	1,2×10 <sup>-8</sup>	5,3×10 <sup>-9</sup>	8,1×10 <sup>-11</sup>	2,9×10 <sup>-8</sup>
Rind канц пер (canc per)	среднее/mean	1,1×10 <sup>-9</sup>	3,8×10 <sup>-7</sup>	3,6×10 <sup>-8</sup>	2,5×10 <sup>-10</sup>	1,4×10 <sup>-10</sup>
	95 % UCL	1,2×10 <sup>-9</sup>	4,0×10 <sup>-7</sup>	4,4×10 <sup>-8</sup>	2,8×10 <sup>-10</sup>	2,1×10 <sup>-10</sup>
	min	3,7×10 <sup>-10</sup>	2,5×10 <sup>-7</sup>	6,5×10 <sup>-10</sup>	1,2×10 <sup>-10</sup>	4,0×10 <sup>-11</sup>
	max	2,6×10 <sup>-9</sup>	5,1×10 <sup>-7</sup>	8,0×10 <sup>-8</sup>	5,1×10 <sup>-10</sup>	1,2×10 <sup>-9</sup>

**Таблица 5.** Сравнительные данные по уровню неканцерогенного риска для некоторых регионов мира [10, 21, 34, 57, 58]

**Table 5.** Comparative data on the level of no-carcinogenic risk for some regions of the world [10, 21, 34, 57, 58]

Исследуемый регион, источник информации The region under study, the source of information	Ранжированный ряд по уменьшению суммарного коэффициента опасности Ranked series for reducing the total hazard coefficient	Характеристика образцов и методов анализа Characteristics of samples and methods of analysis
Индустриальный город, Huangshi, Центральный Китай [34] Industrial city, Huangshi, Central China [34]	Mn(0,8)>Cu(0,3)>Cd(0,2)>Pb(0,1)>Zn(0,05) Mn(0,8)>Cu(0,3)>Cd(0,2)>Pb(0,1)>Zn(0,05)	42 образца уличной пыли (смет), определено содержание 6 металлов во фракциях <25 μm и 25<D<75 μm, метод FAAS 42 samples of street dust (sweepings) were examined, the content of 6 metals in fractions <25 μm and 25<D<75 μm was determined, the FAAS method
Юго-Западная провинция Гуйчжоу, Китай, угольный район [57] Southwest Guizhou Province, China, coal mine area [57]	Hg>As>Cd>Pb>Cu>Ni>Cr Hg>As>Cd>Pb>Cu>Ni>Cr	30 проб, верхний слой почв в окрестностях угольных шахт 30 samples, topsoil in the vicinity of coal mines
г. Челябинск, Южный Урал, Россия (станция 1 около автодорожной магистрали) [10] Chelyabinsk, Southern Urals, Russia (station 1 near the highway) [10]	Mn(0,26)>Ni(4,26·10 <sup>-2</sup> )>Pb(2,37·10 <sup>-2</sup> )>Cd(1,75·10 <sup>-2</sup> )>Cr(1,53·10 <sup>-2</sup> )>Co(6,14·10 <sup>-3</sup> )>As(5,35·10 <sup>-3</sup> )>Zn(0,34·10 <sup>-3</sup> )>Cu(4,8·10 <sup>-5</sup> ) Mn(0,26)>Ni(4,26·10 <sup>-2</sup> )>Pb(2,37·10 <sup>-2</sup> )>Cd(1,75·10 <sup>-2</sup> )>Cr(1,53·10 <sup>-2</sup> )>Co(6,14·10 <sup>-3</sup> )>As(5,35·10 <sup>-3</sup> )>Zn(0,34·10 <sup>-3</sup> )>Cu(4,8·10 <sup>-5</sup> )	Пробы пыли с диаметром частиц PM <sub>2,5</sub> ; PM <sub>10</sub> (метод прокачки атмосферного воздуха), 120 проб с 3 станций, метод анализа – ICP MS Dust samples with a particle diameter of PM <sub>2,5</sub> ; PM <sub>10</sub> (atmospheric air pumping method), 120 samples from 3 stations, ICP MS analysis method
Баотоу, самый крупный город в автономном округе Внутренняя Монголия, Китай [21] Baotou, the biggest city in Inner Mongolia autonomous region, China [21]	Cr(8,76·10 <sup>-2</sup> )>Mn(1,6·10 <sup>-2</sup> )>Pb(1,5·10 <sup>-2</sup> )>Ba(1,35·10 <sup>-2</sup> )>V(1,34·10 <sup>-2</sup> )>Co(3,64·10 <sup>-3</sup> )>Cu(6,77·10 <sup>-4</sup> )>Zn(2,2·10 <sup>-4</sup> ) Cr(8,76·10 <sup>-2</sup> )>Mn(1,6·10 <sup>-2</sup> )>Pb(1,5·10 <sup>-2</sup> )>Ba(1,35·10 <sup>-2</sup> )>V(1,34·10 <sup>-2</sup> )>Co(3,64·10 <sup>-3</sup> )>Cu(6,77·10 <sup>-4</sup> )>Zn(2,2·10 <sup>-4</sup> )	Уличная пыль (смет), 116 образцов. Метод флуоресцентной спектрометрии, во фракции D<75 μm Street dust (sweepings), 116 samples. Method of fluorescence spectrometry, in fraction D<75 μm
Угольное месторождение Jharia, крупный регион по производству коксового угля, Индия [58] Jharia coalfield, a major coking coal production region, India [58]	Co(0,066)>Cr(0,04)>Pb(0,028)>As(0,017)>Ni(0,009)>Mn(0,005)>Cd,Cu(0,002)>Zn(0,34·10 <sup>-3</sup> ) Co(0,066)>Cr(0,04)>Pb(0,028)>As(0,017)>Ni(0,009)>Mn(0,005)>Cd,Cu(0,002)>Zn(0,34·10 <sup>-3</sup> )	45 проб, метод отбора пыли – объемное осаждение, метод анализа ICP-OES (ICAP 6300Duo, Thermo) 45 samples, dust sampling method volumetric deposition, analysis method ICP-OES (ICAP 6300Duo, Thermo)
г. Междуреченск, Южный Кузбасс, Россия Mezhdurechensk, Southern Kuzbass, Russia	As(15,7·10 <sup>-2</sup> )>Cr(4,1·10 <sup>-2</sup> )>Pb(2,35·10 <sup>-2</sup> )>Mn(2,19·10 <sup>-2</sup> )>Fe(1,82·10 <sup>-2</sup> )>Sb(1,52·10 <sup>-2</sup> )>Ba(1,4·10 <sup>-2</sup> )>V(1,32·10 <sup>-2</sup> ) As(15,7·10 <sup>-2</sup> )>Cr(4,1·10 <sup>-2</sup> )>Pb(2,35·10 <sup>-2</sup> )>Mn(2,19·10 <sup>-2</sup> )>Fe(1,82·10 <sup>-2</sup> )>Sb(1,52·10 <sup>-2</sup> )>Ba(1,4·10 <sup>-2</sup> )>V(1,32·10 <sup>-2</sup> )	29 проб уличной пыли (смет) отобраны по равномерной сети, определено содержание 73 элементов методом ICP MS в 4 фракциях: 1000–100, 100–50, 50–20, 20–4,5 мкм 29 samples of street dust (sweepings) were taken by equal net, content of 73 elements was determined by ICP MS method in 4 fractions: 1000–100, 100–50, 50–20, 20–4,5 μm

Как видно, не менее важны для прогнозирования рисков и содержания других элементов, выходящих на первые позиции при ранжировании, по данным других авторов из различных регионов мира, при изучении территорий различного функционального назначения [57–59].

#### Выводы

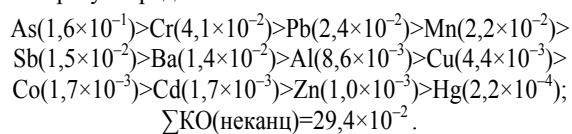
При добыче угля вблизи г. Междуреченска в атмосферный воздух выбрасывается значительное количество угольной пыли. По мере распространения аэротехногенных шлейфов от объектов по добыче и переработке угля частицы угольной пыли осаждаются из воздуха на деполирующие природные среды. В результате в уличной пыли накапливается широкий спектр химических элементов, содержащихся в вскрышных и вмещающих породах, угольной пыли и продуктах сгорания углей. Уровни накопления ряда элементов близки к пороговым значениям, которые в долгосрочной перспективе могут представлять опасность для здоровья человека.

Уличная пыль изученной территории обогащена Fe (7,5), As (4,8), Sb (4,0), Ag (2,7), Pb (2,1), Cu (1,3), Ti (1,29) относительно кларка верхней части континентальной земной коры. Превышение средних содержаний ряда элементов в уличной пыли над кларковыми значениями, а в отдельных точках очень существенное, может быть связано с воздействием автотранспорта (Pb), металлообрабатывающих предприятий (Fe, Ti, Cr), с продуктами сгорания угля (As, Hg), с дальним переносом от угледобывающих предприятий, с переносом воздушных потоков через массы вскрышных и вмещающих пород (Cr, Cu, Sb).

Экологические риски здоровья населения на основе данных о содержании элементов в уличной пыли (26 элементов по данным МС ИСП) оценены с учетом

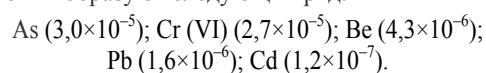
перорального, ингаляционного и кожного путей поступления и использованием стандартных факторов экспозиции.

По уменьшению суммарного КО (неканц.) элементы образуют ряд:



Коэффициенты ингаляционного воздействия менее 0,1 принято считать неопасными, согласно существующим критериям приемлемости риска. С этой точки зрения только мышьяк формирует уровень риска, хотя и допустимый, но заставляющий обратить на себя внимание.

По уменьшению уровня канцерогенного риска элементы образуют следующий ряд:



Значения, лежащие в интервале более  $1 \times 10^{-6}$ , но менее  $1 \times 10^{-4}$ , расцениваются как предельно допустимый риск. Данные уровни подлежат постоянному контролю. В некоторых случаях при таких уровнях риска могут проводиться дополнительные мероприятия по их снижению. Для уточнения этих данных необходимы подробные исследования, включающие изучение биодоступности металлов.

*Исследование выполнено при финансовой поддержке РФФИ в рамках научного проекта № 20-05-00675 А.*

*Исследования выполнены в Национальном исследовательском Томском политехническом университете в рамках программы повышения конкурентоспособности ТПУ среди ведущих мировых исследовательских центров.*

#### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Suter G.W., Norton S.B. Ecological risk assessment // Encyclopedia of Ecology. 2<sup>nd</sup> ed. / Ed. by B. Fath. – Elsevier, 2019. – V. 1 – P. 402–406. URL: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.11137-6> (дата обращения 19.03.2023).
2. Fox D.R., Burgman M.A. Ecological risk assessment // Encyclopedia of quantitative risk assessment and analysis / Eds. E. Melnick, B. Everitt. – Chichester, UK: John Wiley & Sons Ltd, 2008. – P. 1600–1603. URL: <https://doi.org/10.1002/9780470061596.risk0268> (дата обращения 20.12.2021).
3. Современные вызовы и пути совершенствования оценки и управления рисками здоровью населения / В.Н. Ракитский, С.В. Кузьмин, С.Л. Авалиани, Т.А. Шашина, Н.С. Додина, В.А. Кислицин // Анализ риска здоровью. – 2020. – № 3. – С. 23–29. DOI: 10.21668/health.risk/2020.3.03. URL: <https://journal.ferisk.ru/2020/3/3> (дата обращения 20.12.2021).
4. Новиков С.М., Фокин М.В., Унгурияну Т.Н. Актуальные вопросы методологии и развития доказательной оценки риска здоровью населения при воздействии химических веществ // Гигиена и санитария. – 2016; – Т. 95 (8). – С. 711–716. DOI: 10.18821/0016-9900-2016-95-8-711-716
5. Основы оценки риска для здоровья населения при воздействии химических веществ, загрязняющих окружающую среду / Г.Г. Онищенко, С.М. Новиков, Ю.А. Рахманин, С.Л. Авалиани, К.А. Буштуева. – М.: НИИ ЭЧ и ГОС, 2002. – 408 с.
6. Руководство по оценке риска для здоровья населения при воздействии химических веществ, загрязняющих окружающую среду / Ю.А. Рахманин, С.М. Новиков, Т.А. Шашина, С. Ива-

нов. – М.: Федеральный центр госсанэпиднадзора Минздрава России, 2004. – 143 с.

7. Risk assessment guidance for superfund. V. 1. Human health evaluation manual. Interim final. – Washington: U.S. Environmental Protection Agency, 1989. – 192 p. URL: [https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-09/documents/rags\\_a.pdf](https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-09/documents/rags_a.pdf) (дата обращения 20.12.2022).
8. Technical air pollution resources // EPA: United States Environmental Protection Agency. URL: <https://www.epa.gov/technical-air-pollution-resources> (дата обращения 15.09.2017).
9. Kexin L., Liang T., Wang L. Risk assessment of atmospheric heavy metals exposure in Baotou, a typical industrial city in northern China // Environmental Geochemistry and Health. – 2015. – V. 38. – № 3. – P. 843–853.
10. Elemental composition of PM2.5 and PM10 and health risks assessment in the industrial districts of Chelyabinsk, South Ural region, Russia / T.G. Krupnova, O.V. Rakova, K.A. Bondarenko, A.F. Saifullin, D.A. Popova, S. Potgieter-Vermaak, R.H.M. Godoi // International Journal of Environmental Research and Public Health. – 2021. – V. 18. – № 23. – P. 12354. URL: <https://doi.org/10.3390/ijerph182312354> (дата обращения 29.11.2022).
11. Май И.В., Зайцева Н.В. Показатели риска и вреда здоровью населения в системе новых механизмов мониторинга и управления качеством воздуха // Здоровье населения и среда обитания. – 2022. – Т. 30. – № 10. – С. 7–15.
12. Pollution status and human health risk assessment of potentially toxic elements and polycyclic aromatic hydrocarbons in urban street dust of Tyumen city, Russia / E. Konstantinova, T.M. Minkina, A.O. Konstantinov, S. Sushkova, E. Antonenko, A.

- Kurasova, S.V. Loiko // *Environmental Geochemistry and Health*. – 2020. – V. 44. – P. 409–432.
13. Characteristics, sources and health risk assessment of trace metals in PM10 in Panzhuhua, China / X. Cheng, Y. Huang, Z. Long, S. Ni, Z. Shi, C. Zhang // *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. – 2017. – V. 98. – № 1. – P. 76–83.
14. Modeling cumulative effects in life cycle assessment: The case of fertilizer in wheat production contributing to the global warming potential / B. Laratte, B. Guillaume, J. Kim, B. Birregah // *Science of the Total Environment*. – 2014. – V. 481. – P. 558–595.
15. Integration of life cycle assessment and regional emission information in agricultural systems / J. Kim, A. Yalaltdinova, N. Sirina, N. Baranovskaya // *Journal of the Science of Food and Agriculture*. – 2015. DOI: 10.1002/jsfa.7149.
16. Belyanovskaya A., Laratte B., Perry N., Baranovskaya N. A regional approach for the calculation of characteristic toxicity factors using the USEtox model // *Science total environment*. – 2019. – V. 655. – P. 675–683.
17. HO. Ambient (Outdoor) Air Pollution. 2021. Available online: [https://www.who.int/news-room/factsheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](https://www.who.int/news-room/factsheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health) (дата обращения 27.09.2021).
18. Assessment of pollution levels and human health risk of heavy metals in dust deposited on Yerevan's tree leaves (Armenia) / N. Maghakyan, G. Tepanosyan, O. Belyaeva, L. Sahakyan, A. Saghatelyan // *Acta Geochimica*. – 2016. – V. 36. – № 1. – P. 16–26.
19. Study on particulate matter air pollution, source origin, and human health risk based of PM10 metal content in Volos City, Greece / C. Emmanouil, E. Drositi, V. Vasilatou, E. Diapouli, K. Krikonis, K. Eleftheriadi, A. Kungolos // *Toxicological and Environmental Chemistry*. – 2016. – V. 99. – № 4. – P. 691–709.
20. Assessment of heavy metals pollution and its health risk of atmospheric dust fall from east part of Junggar basin in Xinjiang / C. Yang, T. Tashpolat, Y.-J. Hou, Y.-X. Gao, F. Liu, N. Xia // *Huanjing Kexue (Environmental Science)*. – 2016. – V. 37. – № 7. – P. 2453–2461.
21. Ecological and health risk assessment of metal in resuspended particles of urban street dust from an industrial city in China / X. Xu, X. Lu, X. Han, N. Zhao // *Current Science*. – 2015. – V. 108. – № 1. – P. 72–79.
22. Геохимия ландшафтов Восточной Москвы / Н.С. Касимов, Д.В. Власов, Н.Е. Кошелева, Е.М. Никифорова. – М.: АПР, 2016. – 275 с.
23. Власов Д.В., Касимов Н.С., Кошелева Н.Е. Геохимия дорожной пыли (Восточный округ г. Москвы) // *Вестник Московского университета. Серия 5. География*. – 2015. – № 1. – С. 23–33.
24. Ladonin D.V., Mikhaylova A.P. Heavy metals and arsenic in soils and street dust of the southeastern administrative district of Moscow: long-term data // *Eurasian Soil Science*. – 2020. – V. 53. – № 11. – P. 1635–1644. URL: <https://doi.org/10.1134/S1064229320110095> (дата обращения 29.11.2022).
25. Ладонин Д.В., Низиенко Е.А. Тяжёлые металлы в почвах и дорожной пыли в зоне воздействия Стойло-Лебединского горнодобывающего комплекса // *Живые и биокосные системы*. – 2017. – № 22. – С. 3. URL: <http://www.jbks.ru/archive/issue-22/article-3> (дата обращения 29.11.2022).
26. The content and sources of potentially toxic elements in the road dust of Surgut (Russia) / D. Moskovchenko, R. Pozhitkov, A. Soromotin, V. Tyurin // *Atmosphere*. – 2022. – V. 13. – № 30. – P. 1–19. URL: <https://doi.org/10.3390/atmos13010030> (дата обращения 29.11.2022).
27. Кайгородов Р.В., Тиунова М.И., Дружинина А.В. Загрязняющие вещества в пыли проезжих частей дорог и в древесной растительности придорожных полос городской зоны // *Вестник Пермского университета*. – 2009. – № 10 (36). – С. 141–146.
28. Element analysis of solid particles in Mezhdurechensk city and adjacent territories according to the study of snow cover: Kemerovo region / N.A. Osipova, A.V. Talovskaya, E.G. Yazikov, K.Yu. Osipov // *26th International Symposium on Atmospheric and Ocean Optics, Atmospheric Physics*. – 2020. – V. 11560. URL: <https://doi.org/10.1117/12.2575576> (дата обращения 29.11.2022).
29. Влияние угледобывающих предприятий на загрязнение снегового покрова прилегающих урбанизированных территорий (на примере г. Междуреченск) / Н.А. Осипова, А.А. Быков, А.В. Таловская, А.Н. Николаенко, Е.Г. Язиков, С.А. Ларин // *Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов*. – 2017. – Т. 328. – № 12. – С. 36–46. URL: [http://earchive.tpu.ru/bitstream/11683/45817/1/bulletin\\_tpu-2017-v328-i12-04.pdf](http://earchive.tpu.ru/bitstream/11683/45817/1/bulletin_tpu-2017-v328-i12-04.pdf) (дата обращения 29.11.2022).
30. Тяжелые металлы в почвах в районах воздействия угольных предприятий и их влияние на здоровье населения / Н.А. Осипова, Е.Г. Язиков, Н.П. Тарасова, К.Ю. Осипов // *Безопасность в техносфере*. – 2015. – Т. 4. – № 2. – С. 16–26.
31. Human exposure risks for metals in soil near a coal-fired power-generating plant / J. George, R. Mastro, L. Ram, T.B. Das, T.K. Rout, M. Mohan // *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. – 2015. – V. 68. – № 3. – P. 451–461.
32. Contamination and health risks of heavy metals in street dust from a coal-mining city in eastern China / Z. Tang, M. Chai, J. Cheng, J. Jin, Y. Yang, Z. Nie, Q. Huang, Y. Li // *Ecotoxicology and Environmental Safety*. – 2016. – V. 138. – P. 83–91.
33. Potentially toxic elements and health risk assessment in farmland systems around high-concentrated arsenic coal mining in Xingren, China / Y.-J. Li, Z.-K. Wang, F.-X. Qin, Z.-Q. Fang, X.-L. Li, G. Li // *Journal of Chemistry*. – 2018. – V. 2018. URL: <https://doi.org/10.1155/2018/2198176> (дата обращения 29.11.2022).
34. Contamination characteristics of heavy metals in particle size fractions from street dust from an industrial city, Central China / P. Zhong, J.Q. Zhang, D. Xu, Q. Tian, T.P. Hu, X.-Y. Gong, C.-L. Zhan, S. Liu, X.-L. Xing, S.-H. Qi // *Air Quality Atmosphere & Health*. – 2020. – V. 13. – № 7. – P. 871–883.
35. Distribution and migration of heavy metals in soil and crops affected by acid mine drainage: public health implications in Guangdong Province, China / J. Liao, Z. Wen, X. Ru, J. Chen, H. Wu, C.-H. Wei // *Ecotoxicology and Environmental Safety*. – 2016. – V. 124. – P. 460–469.
36. Avila P.F., Ferreira da Silva E., Candeias C. Health risk assessment through consumption of vegetables rich in heavy metals: the case study of the surrounding villages from Panasqueira mine, Central Portugal // *Environmental Geochemistry and Health*. – 2017. – V. 39. – № 3. – P. 565–589.
37. Contamination of heavy metals in agricultural soils: ecological and health risk assessment / R. Proshad, M. S. Islam, T. Kormoker, M.S. Bhuyan, MA Hanif, N. Hossain, R Roy, A.C. Sharma // *Journal of Nanoscience and Nanotechnology*. – 2019. – V. 2. – № 1. – P. 1–13.
38. Gorobei M. Carbon-containing dust: environmental impacts and human health effects of pollution and measures for prevention // *Environmental Pollution and Climate Change*. – 2020. – V. 4. – P. 38–39.
39. Munawer M.E. Human health and environmental impacts of coal combustion and post-combustion wastes // *Journal of Sustainable Mining*. – 2017. – V. 17. – P. 87–96.
40. Elemental and magnetic analyses, source identification, and oxidative potential of airborne, passive, and street dust particles in Asaluyeh County, Iran / S. Abbasi, B. Keshavarzi, F. Moore, P.K. Hopke, F. Kelly, A. Oliete // *Science of the Total Environment*. – 2019. – V. 707. – № 23. – P. 136132.
41. Язиков Е.Г. Экогеохимия территорий Западной Сибири: монография. – Saarbrücken, Germany: LAP LAMBERT Academic Publishing GmbH & Co. KG, 2011. – 360 с.
42. Seklecova O., Ponkratova T., Makhova L. Some problems of development in coal mining enterprises of the Kuznetsk basin and effective solutions to the problems // *19th International Multidisciplinary Scientific GeoConference SGEM 2019*. – 2019. – V. 19. – № 1.3. – P. 603–612. URL: <https://www.sgem.org/index.php/library/view=publication&task=show&id=5270> (дата обращения 29.11.2022).
43. Доклад о состоянии и охране окружающей среды Кемеровской области – Кузбасса в 2021 году г. Кемерово, 2022. – 490 с. URL: [http://kuzbassco.ru/wp-content/uploads/2022/04/doclad\\_2021.pdf](http://kuzbassco.ru/wp-content/uploads/2022/04/doclad_2021.pdf) (дата обращения 29.11.2022).
44. Паспорт муниципальной программы «Укрепление общественного здоровья населения Междуреченского городского округа» на 2022–2024 гг. URL: <https://mrech.ru/government/dokumentatsiya/postanovleniya/2022/01/13/24437-2022-12.html> (дата обращения 29.11.2022).

45. Определение элементного состава природных и питьевых вод методом масс-спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой: НСАМ № 480–Х (ред. 2016 г., взамен ред. 2006 г.; с изм. № 1 от 13.04.2011).
46. Разработка и апробация программного обеспечения для расчета показателей риска здоровью на основе унифицированной базы данных о содержании токсичных элементов в депонируемых средах / К.Ю. Осипов, Н.А. Осипова, А.В. Таловская, С.А. Новиков, Е.Г. Язиков // Проблемы экоинформатики: материалы XV Международного симпозиума. – М., 2022. – С. 115–119.
47. Касимов Н.С., Власов Д.В. Кларки химических элементов как эталоны сравнения в экогеохимии // Вестник Московского университета. Серия 5: География. – 2015. – № 2. – С. 7–17.
48. RAIS: The Risk Assessment Information System. URL: <http://rais.ornl.gov/> (дата обращения 20.09.2017).
49. Health effects assessment summary tables (HEAST). – Washington: U.S. Environmental Protection Agency, 1997. – 241 p.
50. Арбузов С.И. Металлоносность углей Сибири // Известия Томского политехнического университета. – 2007. – Т. 311. – № 1. – С. 77–83.
51. Таловская А.В., Володина Д.А., Язиков Е.Г. Макроэлементный и минерально-фазовый состав пыли в зоне воздействия цементного завода по данным изучения снегового покрова (Кемеровская обл.) // Химия в интересах устойчивого развития. – 2019. – № 2. – С. 201–210.
52. Yudovich Ya.E., Ketris M.P. Arsenic in coal: a review // International Journal of Coal Geology. – 2005. – V. 61. – № 3–4. – P. 141–196.
53. Ткачева Е.В., Арбузов С.И., Осипова Н.А. Экогеохимия ртути, сурьмы и мышьяка в углях Кузбасса // Ртуть в биосфере: эколого-геохимические аспекты: сборник докладов III международного симпозиума. – Иркутск, 2022. – С. 172–176.
54. Журавлева Н.В. Методы оценки влияния процессов добычи и переработки углей Кузнецкого угольного бассейна на экологическое состояние природной среды // Вестник научного центра по безопасности работ в угольной промышленности. – 2016. – № 4. – С. 102–112.
55. Оценка рисков воздействия выбросов в атмосферу на здоровье населения на основе модели рассеивания / Н.А. Осипова, А.А. Быков, А.В. Таловская, С.А. Ларин, Е.Г. Язиков // Углекислотная и экология Кузбасса: сборник тезисов докладов. – Кемерово: Федеральный исследовательский центр угля и углекислотной химии Сибирского отделения Российской академии наук, 2020. – С. 44. URL: <https://www.elibrary.ru/item.asp?id=44536887> (дата обращения 29.11.2022).
56. Минералогия пылевых аэрозолей в зоне воздействия промышленных предприятий г. Томска / Е.А. Филимоненко, А.В. Таловская, Е.Г. Язиков, Ю.В. Чумак, С.С. Ильенко // Фундаментальные исследования. – 2013. – № 8-3. – С. 760–765.
57. Soil heavy metal(loid)s and risk assessment in vicinity of a coal mining area from southwest Guizhou, China / F.-X. Qin, C.-F. Wei, S. Zhong, X. Huang, W.-P. Pang, X. Jiang // Journal of Central South University. – 2016. – V. 23. – № 9. – P. 2205–2213.
58. Assessment of human health risks from heavy metals in outdoor dust samples in a coal mining area / T.K. Rout, R.E. Mastro, L.C. Ram, J. George, P.K. Padhy // Environmental Geochemistry and Health. – 2013. – V. 35. – № 3. – P. 347–356.
59. Pollution Characteristics and Risk Assessments of Mercury in Jiutai, a County Region Thriving on Coal Mining in Northeastern China / Y. Xiao, G. Zhang, J. Guo, Z. Zhang, H. Wang, Y. Wang, Z. Wang, H. Yuan, D. Cui // Sustainability. – 2022. – V. 14 (16). – 10366. <https://doi.org/10.3390/su141610366> (дата обращения 29.11.2022).

Поступила: 06.12.2022 г.

Прошла рецензирование: 07.01.2023 г.

#### Информация об авторах

**Осипова Н.А.**, кандидат химических наук, доцент отделения геологии Инженерной школы природных ресурсов Национального исследовательского Томского политехнического университета.

**Осипов К.Ю.**, кандидат технических наук, старший научный сотрудник Института оптики атмосферы им. В.Е. Зуева СО РАН.

**Таловская А.В.**, доктор геолого-минералогических наук, доцент отделения геологии Инженерной школы природных ресурсов Национального исследовательского Томского политехнического университета.

**Язиков Е.Г.**, доктор геолого-минералогических наук, профессор отделения геологии Инженерной школы природных ресурсов Национального исследовательского Томского политехнического университета.

**Филимоненко Е.А.**, кандидат геолого-минералогических наук, эксперт Института экологической и сельскохозяйственной биологии Тюменского Государственного университета.

**Новиков С.А.**, доктор физико-математических наук, профессор отделения электроэнергетики и электротехники Инженерной школы энергетики Национального исследовательского Томского политехнического университета.

UDC 614.751-026.86(571.17)

## CONTENT OF TOXIC ELEMENTS IN STREET DUST AND RISK ASSESSMENT FOR HUMAN HEALTH (MEZHDURECHENSK, SOUTHERN KUZBASS)

**Nina A. Osipova**<sup>1</sup>,  
osipova@tpu.ru

**Konstantin Yu. Osipov**<sup>2</sup>,  
osipov@iao.ru

**Anna V. Talovskaya**<sup>1</sup>,  
talovskaj@yandex.ru

**Egor G. Yazikov**<sup>1</sup>,  
yazikoveg@tpu.ru

**Ekaterina A. Filimonenko**<sup>3</sup>,  
filimonenkoea@mail.ru

**Sergey A. Novikov**<sup>1</sup>,  
nsa@tpu.ru

<sup>1</sup> National Research Tomsk Polytechnic University,  
30, Lenin avenue, Tomsk, 634050, Russia.

<sup>2</sup> V.E. Zuev Institute of Atmospheric Optics SB RAS,  
1, Academician Zuev square, Tomsk, 634055, Russia.

<sup>3</sup> Tyumen State University,  
25, Lenin avenue, Tyumen, 625003, Russia.

**The relevance** of the research is caused by the need for assessments of the impact of heavy metals and some other elements accumulating in urban street dust on public health.

**The purpose** of the research is to establish the elemental composition of street dust and to assess the health risk of exposure to toxic elements accumulating in the street dust of multi-industry regions, including active coal mining and coal refining (Mezhdurechensk, Southern Kuzbass); to determine the magnitude of carcinogenic and non-carcinogenic risk to public health.

**Objects:** street dust material obtained by sampling (29) according to the uniform network.

**Research methods:** method of sampling street dust by means of sweepings; separat of granulometric fractions of 1000-100, 100-50, 50-20 20-4,5 micron diameters by sieving; determination of granulometric composition and size of dust particles (SALD-7101 SHIMADZU with semiconductor laser); method of inductively coupled plasma mass spectrometry, NexION 300D to determine the content of 57 elements in samples; methods for assessing the risk of exposure to chemicals on human health.

**Research results.** Street dust is enriched with Fe (7,5), As (4,8), Sb (4,0), Ag (2,7), Pb (2,1), Cu (1,3), Ti (1,29), with respect to the clark of the upper part of the continental crust. Enrichment factors are given in parentheses, only those elements that are included in the risk assessment list are considered. The excess of the average contents of a number of elements in street dust over clark values, and at some points very significantly, may be due to the impact of motor transport (Pb), metalworking enterprises (Fe, Ti, Cr), coal combustion products (As, Hg), long-distance transfer from coal mining enterprises, transfer of air flows through the masses of overburden and host rocks (Cr, Cu, Sb). Ecological risks to public health from exposure to street dust components (26 elements were taken into account according to the ICI data) were assessed taking into account oral, inhalation and cutaneous routes of entry and using standard exposure factors. In order of decreasing values of the total hazard coefficients, taking into account all three routes of entry of pollutants, the elements form the following series: As ( $1,6 \times 10^{-1}$ ) > Cr ( $4,1 \times 10^{-2}$ ) > Pb ( $2,4 \times 10^{-2}$ ) > Mn ( $2,2 \times 10^{-2}$ ) > Sb ( $1,5 \times 10^{-2}$ ) > Ba ( $1,4 \times 10^{-2}$ ) > Al ( $8,6 \times 10^{-3}$ ) > Cu ( $4,4 \times 10^{-3}$ ) > Co ( $1,7 \times 10^{-3}$ ) > Cd ( $1,7 \times 10^{-3}$ ) > Zn ( $1,0 \times 10^{-3}$ ) > Hg ( $2,2 \times 10^{-4}$ );  $\sum KO = 29,4 \times 10^{-2}$ . The total hazard coefficient had a value of 0,29. This level of risk is characterized as acceptable (acceptable risk); it is at this level that the majority of foreign and recommended by international organizations hygiene standards for the population as a whole are established. However, the problem of long-term exposure to low doses of toxic elements on public health also needs to be studied. To reduce the level of carcinogenic risk, the elements form the following series: As ( $3,0 \times 10^{-5}$ ) > Cr (VI) ( $2,7 \times 10^{-5}$ ) > Be ( $4,3 \times 10^{-6}$ ) > Pb ( $1,6 \times 10^{-6}$ ) > Cd ( $1,2 \times 10^{-7}$ ). Values lying in the range of more than  $1 \times 10^{-6}$ , but less than  $1 \times 10^{-4}$ , are regarded as the maximum permissible risk. These levels are subject to constant monitoring. In some cases, at such risk levels, additional measures may be taken to reduce them. Comparison of risk indicators and geochemical characteristics of street dust indicates the need to take into account the ecological and geochemical features of depositing media when interpreting the results of risk assessment.

**Key words:**

Street dust, heavy metals, inhalation risk, carcinogenic risk, non-carcinogenic risk, coal energy.

*The reported study was funded by RFBR, project number 20-05-00675 A.*

*The research was carried out at NI TPU as part of the program to increase the competitiveness of TPU among the world's leading research centers.*

## REFERENCES

- Suter G.W., Norton S.B. Ecological risk assessment. *Encyclopedia of Ecology*. 2<sup>nd</sup> ed. Ed. by B. Fath. Elsevier, 2019. Vol. 1, pp. 402–406. Available at: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.11137-6> (20 December 2022).
- Fox D.R., Burgman M.A. Ecological risk assessment. *Encyclopedia of Quantitative Risk Assessment and Analysis*. Eds. E. Melnick, B. Everitt. Chichester, UK, John Wiley & Sons Ltd, 2008. pp. 1600–1603. Available at: <https://doi.org/10.1002/9780470061596.risk0268> (accessed 20 December 2022).
- Rakitskiy V.N., Kuzmin S.V., Avaliani S.L., Shashina T.A., Dodina N.S., Kisilitsin V.A. Contemporary challenges and ways to improve health risk assessment and management. *Health Risk Analysis*, 2020, no. 3, pp. 23–29. In Rus. DOI: 10.21668/health.risk/2020.3.03; Available at: <https://journal.fcisk.ru/2020/3/3/> (accessed 20 December 2022).
- Novikov S.M., Fokin M.V., Unguryanu T.N. Actual problem of methodology and development of evidence-based health risk assessment associated with chemical exposure. *Gigiena i sanitariya*, 2016, vol. 95 (8), pp. 711–716. In Rus. DOI: 10.18821/0016-9900-2016-95-8-711-716
- Onishchenko G.G., Novikov S.M., Rahmanin Yu.A., Avaliani S.L., Bushtueva K.A. *Osnovy otsenki riska dlya zdorovya naseleniya pri vozdeystvii khimicheskikh veshchestv, zagryaznyayushchikh okruzhayushchuyu sredu* [Fundamentals of risk assessment for public health when exposed to chemicals that pollute the environment]. Moscow, Research Institute of EC and State Publ., 2002. 408 p.
- Rakhmanin Yu.A., Novikov S.M., Shashina T.A., Ivanov S. *Rukovodstvo po otsenke riska dlya zdorovya naseleniya pri vozdeystvii khimicheskikh veshchestv, zagryaznyayushchikh okruzhayushchuyu sredu* [Guidelines for assessing the risk to public health from exposure to chemicals that pollute the environment]. Moscow, Federal Center of State Sanitary and Epidemiological Supervision of the Ministry of Health of the Russian Federation Publ., 2004. 143 p.
- Risk assessment guidance for superfund. Vol. 1. Human health evaluation manual. Interim final*. Washington, U.S. Environmental Protection Agency, 1989. 192 p. Available at: [https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-09/documents/rags\\_a.pdf](https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-09/documents/rags_a.pdf) (accessed 20 December 2022).
- Technical air pollution resources*. EPA: United States Environmental Protection Agency. Available at: <https://www.epa.gov/technical-air-pollution-resources> (accessed 15 September 2017).
- Kexin L., Liang T., Wang L. Risk assessment of atmospheric heavy metals exposure in Baotou, a typical industrial city in northern China. *Environmental Geochemistry and Health*, 2015, vol. 38, no. 3, pp. 843–853.
- Krupnova T.G., Rakova O.V., Bondarenko K.A., Saifullin A.F., Popova D.A., Potgieter-Vermaak S., Godoi R.H.M. Elemental composition of PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub> and health risks assessment in the industrial districts of Chelyabinsk, South Ural region, Russia. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2021, vol. 18, no 23, pp. 12354. Available at: <https://doi.org/10.3390/ijerph182312354> (accessed 30 November 2022).
- May I.V., Zaytseva N.V. Pokazateli riska i vreda zdorovyu naseleniya v sisteme novykh mekhanizmov monitoringa i upravleniya kachestvom vozduha [Indices of risk and harm to health of population in the system of new mechanisms of monitoring and managing air quality]. *Zdorove naseleniya i sreda obitaniya*, 2022, vol. 30, no. 10, pp. 7–15.
- Konstantinova E., Minkina T.M., Konstantinov A.O., Sushkova S., Antonenko E., Kurasova A., Loiko S.V. Pollution status and human health risk assessment of potentially toxic elements and polycyclic aromatic hydrocarbons in urban street dust of Tyumen city, Russia. *Environmental Geochemistry and Health*, 2020, vol. 44, pp. 409–432.
- Cheng X., Huang Y., Long Z., Ni S., Shi Z., Zhang C. Characteristics, sources and health risk assessment of trace metals in PM<sub>10</sub> in Panzhihua, China. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 2017, vol. 98, no. 1, pp. 76–83.
- Laratte B., Guillaume B., Kim J., Laratte B.B. Modeling cumulative effects in life cycle assessment: the case of fertilizer in wheat production contributing to the global warming potential. *Science of the Total Environment*, 2014, vol. 481, pp. 558–595.
- Kim J., Yalaltdinova A., Sirina N., Baranovskaya N. Integration of life cycle assessment and regional emission information in agricultural systems. *Journal of the Science of Food and Agriculture*. 2015. DOI: 10.1002/jsfa.7149.
- Belyanovskaya A., Laratte B., Perry N., Baranovskaya N. A regional approach for the calculation of characteristic toxicity factors using the USEtox model. *Science total environment*, 2019, vol. 655, pp. 676–683.
- HO. *Ambient (Outdoor) Air Pollution*. 2021. Available at: [https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health) (accessed 27 September 2021).
- Maghakyan N., Tepanosyan G., Belyaeva O., Sahakyan L., Saghatelyan A. Assessment of pollution levels and human health risk of heavy metals in dust deposited on Yerevan's tree leaves (Armenia). *Acta Geochimica*, 2016, vol. 36, no. 1, pp. 16–26.
- Emmanouil C., Drositi E., Vasilatou V., Diapouli E., Krikonis K., Eleftheriadis K., Kungolos A. Study on particulate matter air pollution, source origin, and human health risk based of PM<sub>10</sub> metal content in Volos City, Greece. *Toxicological and Environmental Chemistry*, 2016, vol. 99, no 4, pp. 691–709.
- Yang C., Tashpolat T., Hou Y.-J., Gao Y.-X., Liu F., Xia N. Assessment of heavy metals pollution and its health risk of atmospheric dust fall from east part of Junggar basin in Xinjiang. *Huanjing Kexue (Environmental Science)*, 2016, vol. 37, no. 7, pp. 2453–2461.
- Xu X., Lu X., Han X., Zhao N. Ecological and health risk assessment of metal in resuspended particles of urban street dust from an industrial city in China. *Current Science*, 2015, vol. 108, no. 1, pp. 72–79.
- Kasimov N.S., Vlasov D.V., Kosheleva N.E., Nikiforova E.M. *Geokhimiya landshaftov Vostochnoy Moskvy* [Geochemistry of landscapes of Eastern Moscow]. Moscow, APR Publ., 2016. 275 p.
- Vlasov D.V., Kasimov N.S., Kosheleva N.E. *Geokhimiya dorozhnoy pyli (Vostochny okrug g. Moskv)* [Geochemistry of road dust (Eastern District of Moscow)]. *Vestnik Moskovskogo universiteta. Seriya 5. Geografiya*, 2015, no. 1, pp. 23–33.
- Ladonin D.V., Mikhaylova A.P. Heavy metals and arsenic in soils and street dust of the southeastern administrative district of Moscow: long-term data. *Eurasian Soil Science*, 2020, vol. 53, no. 11, pp. 1635–1644. Available at: <https://doi.org/10.1134/S1064229320110095> (accessed 30 November 2022).
- Ladonin D.V., Nizienko E.A. Tyazhelye metally v pochvakh i dorozhnoy pyli v zone vozdeystviya Stoylo-Lebedinskogo gorodobvyayushchego kompleksa [Heavy metals in soils and road dust in the impact zone of the Stoilo-Lebedinsky mining complex]. *Zhivye i biokosnye sistemy*, 2017, no 22, pp. 3. Available at: <http://www.jbks.ru/archive/issue-22/article-3> (accessed 30 November 2022).
- Moskovchenko D., Pozhitkov R., Soromotin A., Tyurin V. The content and sources of potentially toxic elements in the road dust of Surgut (Russia). *Atmosphere*, 2022, vol. 13, no. 30, pp. 1–19. Available at: <https://doi.org/10.3390/atmos13010030> (accessed 30 November 2022).
- Kaygorodov R.V., Tiunova M.I., Druzhinina A.V. Zagryaznyayushchie veshchestva v pyli proezhnikh chastey dorog i v drevesnoy rastitelnosti pridorozhnykh polos gorodskoy zony [Pollutants in the dust of roadways and in the woody vegetation of roadside lanes of the urban zone]. *Vestnik Permskogo universiteta*, 2009, no. 10 (36), pp. 141–146.
- Osipova N.A., Talovskaya A.V., Yazikov E.G., Osipov K.Yu. Element analysis of solid particles in Mezhdurechensk city and adjacent territories according to the study of snow cover: Kemerovo region. *26th International Symposium on Atmospheric and Ocean Optics, Atmospheric Physics*, 2020, vol. 11560. Available at: <https://doi.org/10.1117/12.2575576> (accessed 30 November 2022).
- Osipova N.A., Bykov A.A., Talovskaya A.V., Nikolaenko A.N., Yazikov E.G., Larin S.A. The influence of coal mining enterprises on the pollution of the snow cover of adjacent urbanized territories (using the example of Mezhdurechensk). *Bulletin of the Tomsk Polytechnic University. Geo Assets Engineering*, 2017, vol. 328, no. 12, pp. 36–46. In Rus. Available at: [http://earchive.tpu.ru/bitstream/11683/45817/1/bulletin\\_tpu-2017-v328-i12-04.pdf](http://earchive.tpu.ru/bitstream/11683/45817/1/bulletin_tpu-2017-v328-i12-04.pdf) (accessed 30 November 2022).

30. Osipova N.A., Yazikov E.G., Tarasova N.P., Osipov K.Yu. Tya-zhelye metally v pochvakh v rayonakh vozdeystviya ugolnykh predpriyatiy i ikh vliyaniye na zdorovoye naseleniya [Heavy metals in soils in areas affected by coal enterprises and their impact on public health]. *Bezopasnost v tekhnosfere*, 2015, vol. 4, no. 2, pp. 16–26.
31. George J., Mastro R., Ram L., Das T.B., Rout T.K., Mohan M. Human exposure risks for metals in soil near a coal-fired power-generating plant. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 2015, vol. 68, no. 3, pp. 451–461.
32. Tang Z., Chai M., Cheng J., Jin J., Yang Y., Nie Z., Huang Q., Li Y. Contamination and health risks of heavy metals in street dust from a coal-mining city in eastern China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2016, vol. 138, pp. 83–91.
33. Li Y.-J., Wang Z.-K., Qin F.-X., Fang Z.-Q., Li X.-L., Li G. Potentially toxic elements and health risk assessment in farmland systems around high-concentrated arsenic coal mining in Xingren, China. *Journal of Chemistry*, 2018, vol. 2018. Available at: <https://doi.org/10.1155/2018/2198176> (accessed 30 November 2022).
34. Zhong P., Zhang J.Q., Xu D., Tian Q., Hu T.P., Gong X.-Y., Zhan C.-L., Liu S., Xing X.-L., Qi S.-H. Contamination characteristics of heavy metals in particle size fractions from street dust from an industrial city, Central China. *Air Quality Atmosphere & Health*, 2020, vol. 13, no. 7, pp. 871–883.
35. Liao J., Wen Z., Ru X., Chen J., Wu H., Wei C.-H. Distribution and migration of heavy metals in soil and crops affected by acid mine drainage: public health implications in Guangdong Province, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2016, vol. 124, pp. 460–469.
36. Avila P.F., Ferreira da Silva E., Candeias C. Health risk assessment through consumption of vegetables rich in heavy metals: the case study of the surrounding villages from Panasqueira mine, Central Portugal. *Environmental Geochemistry and Health*, 2017, vol. 39, no. 3, pp. 565–589.
37. Proshad R., Islam M.S., Kormoker T., Bhuyan M.S., Hanif M.A., Hossain N., Roy R., Sharma A.C. Contamination of heavy metals in agricultural soils: Ecological and health risk assessment. *Journal of Nanoscience and Nanotechnology*, 2019, vol. 2, no. 1, pp. 1–13.
38. Gorobei M. Carbon-containing dust: environmental impacts and human health effects of pollution and measures for prevention. *Environmental Pollution and Climate Change*, 2020, vol. 4, pp. 38–39.
39. Munawer M.E. Human health and environmental impacts of coal combustion and post-combustion wastes. *Journal of Sustainable Mining*, 2017, vol. 17, pp. 87–96.
40. Abbasi S., Keshavarzi B., Moore F., Hopke P.K., Kelly F., Oliete A. Elemental and magnetic analyses, source identification, and oxidative potential of airborne, passive, and street dust particles in Asaluyeh County, Iran. *Science of the Total Environment*, 2019, vol. 707, no. 23, pp. 136132.
41. Yazikov E.G. *Ekogeokhimiya territoriy Zapadnoy Sibiri: monografiya* [Ecogeochimistry of the territory of western Siberia. Monography]. Saarbrücken, Germany, LAP LAMBERT Academic Publ. GmbH & Co. KG, 2011. 360 p.
42. Seklecova O., Ponkratova T., Makhova L. Some problems of development in coal mining enterprises of the Kuznetsk basin and effective solutions to the problems. *19th International Multidisciplinary Scientific GeoConference SGEM 2019*, 2019, vol. 19, no. 1.3, pp. 603–612. Available at: <https://www.sgem.org/index.php/elibrary?view=publication&task=show&id=5270> (accessed 30 November 2022).
43. *Doklad o sostoyanii i okhrane okruzhayushchey sredy Kemerovskoy oblasti – Kuzbassa v 2021 godu g. Kemerovo* [Report on the state and protection of the environment in Kemerovo region – Kuzbass in 2021, Kemerovo]. 2022. 490 p. Available at: [http://kuzbasseco.ru/wp-content/uploads/2022/04/doclad\\_2021.pdf](http://kuzbasseco.ru/wp-content/uploads/2022/04/doclad_2021.pdf) (accessed 29 November 2022).
44. *Pasport munitsipalnoy programmy «Ukrepelenie obshchestvennogo zdorovya naseleniya Mezhdurechenskogo gorodskogo okruga» na 2022–2024 gg.* [Passport of the municipal program «Health promotion in Mezhdurechensk urban district for 2022–2024]. Available at: <https://mrech.ru/government/dokumentatsiya/postanovleniya/2022/01/13/24437-2022-12.html> (accessed 29 November 2022).
45. *Opreделение элементного состава природных и питьевых вод методом масс-спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой: NSAM № 480–H* [Determination of the elemental composition of natural and drinking waters by inductively coupled plasma mass spectrometry: NSAM No. 480–X] (ed. 2016, instead of ed. 2006; with ed. No. 1 of 13.04.2011).
46. Osipov K.Yu., Osipova N.A., Talovskaya A.V., Novikov S.A., Yazikov E.G. Razrabotka i aprobatsiya programmnoy obespecheniya dlya rascheta pokazateley riska zdorovuy na osnove unifikirovannoy bazy dannykh o soderzhanii toksichnykh elementov v deponiruyushchikh sredakh [Development and testing of software for calculating health risk indicators based on a unified database on the content of toxic elements in depositing media]. *Problemy ekoinformatiki. materialy XV Mezhdunarodnogo simpoziuma* [Problems of ecoinformatics. Proc. of the XV International Symposium]. Moscow, 2022. pp. 115–119.
47. Kasimov N.S., Vlasov D.V. Klarki khimicheskikh elementov kak etalony sravneniya v ekogeokhimi [Clarks of chemical elements as reference standards in ecogeochimistry]. *Vestnik Moskovskogo universiteta. Seriya 5: Geografiya*, 2015, no. 2, pp. 7–17.
48. *RAIS: The Risk Assessment Information System*. Available at: <http://rais.ornl.gov/> (accessed 20 September 2017).
49. *Health effects assessment summary tables (HEAST)*. Washington, U.S. Environmental Protection Agency, 1997. 241 p.
50. Arbutov S.I. Metallicity of Siberian coals. *Bulletin of the Tomsk Polytechnic University*, 2007, vol. 311, no. 1, pp. 77–83. In Rus.
51. Talovskaya A.V., Volodina D.A., Yazikov E.G. Macroelement and mineral-phase composition of dust in the impact zone of a cement plant according to the study of snow cover (Kemerovo region). *Chemistry for Sustainable Development*, 2019, no. 2, pp. 201–210. In Rus.
52. Yudovich Ya.E., Ketris M.P. Arsenic in coal: a review. *International Journal of Coal Geology*, 2005, vol. 61, no. 3–4, pp. 141–196.
53. Tkacheva E.V., Arbutov S.I., Osipova N.A. Ekogeokhimiya rtuti, surmy i myshyaka v ugl'yakh Kuzbassa [Ecogeochimistry of mercury, antimony and arsenic in Kuzbass coals]. *Rtut v biosfere: ekologo-geokhimitskie aspekty. Sbornik dokladov III mezhdunarodnogo simpoziuma* [Mercury in biosphere; ecological and geochemical aspects. Collection of the reports of the III International meeting]. Irkutsk, 2022. pp. 172–176.
54. Zhuravleva N.V. Metody otsenki vliyaniya protsessov dobychi i pererabotki ugl'y Kuznetskogo ugolnogo basseyna na ekologicheskoe sostoyanie prirodnoy sredy [Methods for assessing the impact of coal mining and processing processes in the Kuznetsk coal basin on the ecological state of the natural environment]. *Vestnik nauchnogo tsentra po bezopasnosti rabot v ugolnoy promyshlennosti*, 2016, no. 4, pp. 102–112.
55. Osipova N.A., Bykov A.A., Talovskaya A.V., Larin S.A., Yazikov E.G. *Otsenka riskov vozdeystviya vybrosov v atmosferu na zdorove naseleniya na osnove modeli rasseivaniya. Uglekhiymiya i ekologiya Kuzbassa. Sbornik tezisov dokladov* [Assessment of the risks of the impact of atmospheric emissions on public health based on the dispersion model. Coal chemistry and ecology of Kuzbass. Collection of abstracts]. Kemerovo, Federal Research Center of Coal and Coal Chemistry of the Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences Publ., 2020. pp. 44. Available at: <https://www.elibrary.ru/item.asp?id=44536887> (accessed 29 November 2022).
56. Filimonenko E.A., Talovskaya A.V., Yazikov E.G., Chumak Yu.V., Il'enok S.S. Mineralogiya pylevykh aerorozley v zone vozdeystviya promyshlennykh predpriyatiy g. Tomsk [Mineralogy of dust aerosols in the zone of impact of industrial enterprises of Tomsk]. *Fundamentalnye issledovaniya*, 2013, no. 8-3, pp. 760–765.
57. Qin F.-X., Wei C.-F., Zhong S., Huang X., Pang W.-P., Jiang X. Soil heavy metal(loid)s and risk assessment in vicinity of a coal mining area from southwest Guizhou, China. *Journal of Central South University*, 2016, vol. 23, no. 9, pp. 2205–2213.
58. Rout T.K., Mastro R.E., Ram L.C., George J., Padhy P.K. Assessment of human health risks from heavy metals in outdoor dust samples in a coal mining area. *Environmental Geochemistry and Health*, 2013, vol. 35, no. 3, pp. 347–356.
59. Xiao Y., Zhang G., Guo J., Zhang Z., Wang H., Wang Y., Wang Z., Yuan H., Cui D. Pollution characteristics and risk assessments of mercury in Jiutai, a county region thriving on coal mining in northeastern China. *Sustainability*, 2022, vol. 14 (16), 10366. Available at: <https://doi.org/10.3390/su141610366> (accessed 29 November 2022).

Received: 6 December 2022.

Reviewed: 7 January 2023.

**Information about the authors**

*Nina A. Osipova*, Cand. Sc., associate professor, National Research Tomsk Polytechnic University.

*Konstantin Yu. Osipov*, Cand. Sc., senior researcher, V.E. Zuev Institute of Atmospheric Optics SB RAS.

*Anna V. Talovskaya*, Dr. Sc., associate professor, National Research Tomsk Polytechnic University.

*Egor G. Yazikov*, Dr. Sc., professor, National Research Tomsk Polytechnic University.

*Ekaterina A. Filimonenko*, Cand. Sc., expert, Tyumen State University.

*Sergey A. Novikov*, Dr. Sc., professor, National Research Tomsk Polytechnic University.