

УДК 504.054; 504.064.2.001.18
DOI: 10.18799/24131830/2024/3/4259
Шифр специальности ВАК: 1.6.12

Источники, уровни накопления и экологическая опасность тяжелых металлов и металлоидов в почвах и фракции PM₁₀ г. Северобайкальска

Д.Г. Сычева , Н.Е. Кошелева

МГУ имени М.В. Ломоносова, Россия, г. Москва

lmsu@yandex.ru

Аннотация. *Актуальность* исследования обусловлена необходимостью изучения экологического состояния почвенного покрова промышленных городов, являющегося главной депонирующей средой техногенных выбросов тяжелых металлов и металлоидов, для выявления геохимических особенностей региона и оценки воздействия на здоровье населения. *Цель:* изучить источники и аккумуляцию тяжелых металлов и металлоидов в почвах и их фракции PM₁₀ г. Северобайкальска и оценить связанные с ними риски для здоровья населения. *Методы.* Валовое содержание Zn, As, Cd, Pb, Cr, Co, Ni, Cu, Sb, Mo, V, W, Sr, Bi в пробах почв, угля и золы определяли масс-спектральным и атомно-эмиссионными методами с индуктивно-связанной плазмой, использовались геохимические (КК, Кс, Zс) и санитарно-гигиенические (Кс) показатели, рассчитывались риски для здоровья взрослого населения и детей, применялся анализ главных компонент (РСА). *Результаты.* В Северобайкальске приоритетными поллютантами почв являются Sb, Cu, Pb, Mo, Cr, наиболее загрязнены почвы и фракция PM₁₀ транспортной зоны, где аккумулируются Sb, Cu, Pb, Co, V, W, Ni. Наибольшее влияние на химический состав городских почв и частиц PM₁₀ оказывают выбросы железнодорожной инфраструктуры и сжигание угля на Центральной ТЭЦ (22 % для почв в целом и 48 % для фракции PM₁₀). Средний суммарный уровень загрязнения городских почв и фракции PM₁₀ соответствует низкому, неопасному уровню (Zс=6). Суммарный неканцерогенный риск попадания в организм детей частиц почвы, загрязненных тяжелыми металлами и металлоидами, превысил безопасный уровень 1 (от 1,60 в селитебной одноэтажной до 1,81 в транспортной зоне), для взрослого населения значения HI были ниже допустимого порогового значения. Для взрослого населения отсутствует канцерогенный риск, связанный с проглатыванием или попаданием в организм через кожный контакт As, Cr и Pb. Для детей выявлен опасный риск ($ILCR_{ingest} 5,56 \cdot 10^{-4}$) попадания в организм канцерогенных тяжелых металлов и металлоидов через проглатывание.

Ключевые слова: тяжелые металлы, металлоиды, уголь, городские почвы, оценка риска

Благодарности: Авторы выражают благодарность кандидату географических наук, доценту Высшей школы экономики Наталье Витальевне Шартовой за помощь в освоении метода US EPA для расчета экологических рисков. Полевые работы выполнены при финансовой поддержке Министерства науки и высшего образования РФ (проект № 075-15-2021-574), анализ и интерпретация данных – при поддержке РФФИ (проект № 19-77-3004-П).

Для цитирования: Сычева Д.Г., Кошелева Н.Е. Источники, уровни накопления и экологическая опасность тяжелых металлов и металлоидов в почвах и фракции PM₁₀ г. Северобайкальска // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов. – 2024. – Т. 335. – № 3. – С. 137–153. DOI: 10.18799/24131830/2024/3/4259

UDC 504.054; 504.064.2.001.18
DOI: 10.18799/24131830/2024/3/4259

Sources, accumulation levels and environmental hazard of heavy metals and metalloids in soils and PM₁₀ fractions of Severobaykalsk

D.G. Sycheva , N.E. Kosheleva

Lomonosov Moscow State University, Moscow, Russian Federation

lmsu@yandex.ru

Abstract. Relevance. The need to study the ecological state of the soil cover of industrial cities, which is the main depositing environment for technogenic emissions of heavy metals and metalloids, to identify the geochemical characteristics of the region and assess the impact on public health. **Aim.** To assess the sources and accumulation of heavy metals and metalloids in soils and their fraction PM₁₀ in Severobaikalsk and to assess the risks associated with them for public health. **Methods.** Total content of Zn, As, Cd, Pb, Cr, Co, Ni, Cu, Sb, Mo, V, W, Sr, Bi in soil, coal and ash samples was determined by mass spectral and atomic emission methods with inductive-coupled plasma. Geochemical (KK, Kc, Zc), sanitary and hygienic (Ko) indicators were used. Health risks for adults and children were assessed. Principal component analysis was used. **Results.** In Severobaikalsk, the priority soil pollutants are Sb, Cu, Pb, Mo, Cr. The soils and their PM₁₀ fraction in the transport zone, where Sb, Cu, Pb, Co, V, W, Ni are accumulated, are the most polluted. The greatest influence on the chemical composition of urban soils and PM₁₀ particles is exerted by emissions from railway infrastructure and coal combustion at the Central Thermal Power Plant (22% for soils in general and 48% for the PM₁₀ fraction). The average total level of contamination of urban soils and PM₁₀ fraction corresponds to a low, non-hazardous level (Zc=6). The total non-carcinogenic risk of soil particles contaminated with heavy metals and metalloids, entering the body of children, exceeded the safe level 1 (from 1.60 in a residential one-story zone to 1.81 in a transport zone). For the adult population, HI values were below the acceptable threshold value. For adult health, there is no carcinogenic risk associated with ingestion or skin contact of As, Cr and Pb. For children, a dangerous risk ($ILCR_{ingest} 5.56 \cdot 10^{-4}$) of ingestion of carcinogenic heavy metals and metalloids was identified.

Keywords: heavy metals, metalloids, coal, urban soils, risk assessment

Acknowledgements: The authors are grateful to Natalya V. Shartova, Cand. Sc., Associate Professor of the Higher School of Economics, for her assistance in mastering the US EPA method for calculating environmental risks. Field work was supported by the Ministry of Science and Higher Education of the Russian Federation (project no. 075-15-2021-574), analysis and interpretation of data – with the support of the Russian Science Foundation (project no. 19-77-3004-P).

For citation: Sycheva D.G., Kosheleva N.E. Sources, accumulation levels and environmental hazard of heavy metals and metalloids in soils and PM₁₀ fractions of Severobaikalsk. *Bulletin of the Tomsk Polytechnic University. Geo Assets Engineering*, 2024, vol. 335, no. 3, pp. 137–153. DOI: 10.18799/24131830/2024/3/4259

Введение

В настоящее время наблюдается рост техногенного воздействия на природную среду и население, которое наиболее сильно проявляется в промышленных городах. Многие исследователи признают необходимость приоритетного изучения наиболее опасных токсичных загрязнителей городских ландшафтов – тяжёлых металлов и metalloидов (ТММ) [1–3]. Часть поллютантов, поступающих с выбросами промышленных предприятий, рассеивается вблизи источников, образуя локальные техногенные геохимические аномалии в компонентах ландшафта, другая часть включается в региональные миграционные потоки, приводя к росту концентраций химических элементов в природных средах [4].

Почвенный покров является главной депонирующей средой для техногенных выбросов, что делает его наиболее информативным компонентом урбандиагностики при определении масштабов загрязнения городских территорий [5, 6]. Основная часть ТММ поступает в почвы с атмосферными выпадениями, уровни их содержания и характер распределения в верхних горизонтах почв могут служить индикатором экологического состояния городских ландшафтов в течение многолетнего периода [7, 8]. Особое внимание в настоящее время уделяется изучению наиболее опасных твердых частиц диаметром <10 мкм – фракции физической глины (PM₁₀), которая задерживается в органах дыхания человека и тем самым способствует развитию респираторных, сер-

дечно-сосудистых заболеваний и злокачественных новообразований [9–11]. Тонкие частицы обладают большей удельной поверхностью, что обуславливает более интенсивное накопление ТММ [12].

В Бурятии большинство населенных пунктов имеют горно-котловинное положение со слабой рассеивающей способностью воздушного бассейна, что приводит к накоплению воздушных загрязнителей в нижних слоях атмосферы. В этой связи остро стоит проблема эколого-геохимического изучения городских территорий Бурятии. Ранее были проведены исследования в столице республики – г. Улан-Удэ [13, 14], где сконцентрировано большое количество промышленных предприятий и районов частной застройки с печным отоплением, а также в Гусиноозерске [15, 16], где расположена крупнейшая в Байкальском регионе Гусиноозерская ГРЭС. Данная работа является продолжением почвенно-геохимического исследования Северобайкальска [17], в ней главный акцент сделан на изучении роли тонких частиц PM₁₀ как основных носителей ТММ в почвах, расчете вклада основных источников поллютантов в загрязнение почв и фракции PM₁₀, а также на оценке связанных с этим рисков для здоровья жителей г. Северобайкальска.

В Северобайкальске потребность в электроэнергии обеспечивается Центральной ТЭЦ и четырьмя муниципальными котельными, использующими в качестве топлива Канско-Ачинские бурые угли. Центральная ТЭЦ расположена в 600 м от озера Байкал – уникального объекта, внесенного в список

Всемирного Наследия ЮНЕСКО, что вызывает необходимость тщательного изучения и мониторинга состояния окружающей среды в городе. Кроме того, Северобайкальск является крупным транспортным узлом Байкальского региона, железнодорожный транспорт представлен участком Байкало-Амурской магистрали (БАМ). Трасса проходит с северо-запада города на северо-восток по берегу Байкала и имеет протяженность около 86 км.

Цель работы – изучить источники и аккумуляцию ТММ в почвах и их фракции PM_{10} г. Северобайкальска и оценить связанные с ними риски для здоровья населения. Решались следующие задачи: 1) исследовать химический состав Канско-Ачинских углей и золы Центральной ТЭЦ; 2) установить валовое содержание ТММ в верхнем (0–10 см) слое почв и их фракции PM_{10} в разных функциональных зонах города; 3) определить вклад основных источников ТММ в загрязнение почв и их фракции PM_{10} в Северобайкальске; 4) оценить уровни неканцерогенной и канцерогенной опасности накопления ТММ в городских почвах для здоровья детей и взрослых при их пероральном поступлении и попадании на кожу.

Объекты и методы исследования

Исследуемая территория. Северобайкальск расположен на Северо-Байкальском нагорье, на северо-западном берегу оз. Байкал, в устьевой области р. Тыи. Длина береговой линии озера в Северобайкальске составляет около 5 км. Климат города резко континентальный, смягченный влиянием воздушных масс оз. Байкал. Господствуют ветры южного направления, характерна частая повторяемость туманов, особенно в летний период. Почвообразующие породы представлены в [18]. В долине р. Тыи распространены пылеватые пески и супеси, которые перекрывают гравийно-галечниковые и валунные образования. Территория Северо-Байкальского нагорья относится к Прибайкальской предгорной высоко-, средне- и низкогорной провинции Байкальского округа торфяно-подбуров, подбуров и буроземов и грубогумусовых почв. Основной фон почвенного покрова региона составляют подбуры, подзолы, дерново-подзолы, дерново-подбуры и буроземы грубогумусовые. В долине р. Тыи сформировались аллювиальные перегнойно-глеевые, темногумусовые, темногумусовые квазиглеевые, серогумусовые и торфяно-глеевые почвы [19]. Под воздействием антропогенной деятельности и техногенного загрязнения в Северобайкальске формируются антропогенно-преобразованные почвы, представленные преимущественно урбо-подбурами и урбо-подзолами [20].

Согласно геоботаническому районированию, территория Северобайкальска относится к Предбай-

кальской темнохвойно-горно-таежной провинции с преобладанием лесной растительности – горных лиственных, сосново-лиственных лесов с примесью березы и осины (*Salix lanata* L., *S. rosmarinifolia* L., *S. pyrolifolia* Ledeb., *Carex diandra* Schrank, *C. meyeriana* Kunth, *C. capitata* L., *C. irriqua* (Wahlenb.)) [21]. Со строительством трассы БАМ антропогенная нагрузка на ландшафты значительно выросла, наибольшее влияние на растительность оказывают вырубки и низовые пожары [22].

В Северобайкальске выделены следующие функциональные зоны: промышленная, селитебная с многоэтажной и одноэтажной застройкой, рекреационная и транспортная (рис. 1). Промышленная зона включает четыре муниципальных котельные: Центральную ТЭЦ, предприятия дерево- и металлообработки, производства строительных материалов, пищевой и текстильной промышленности. Центральная ТЭЦ вырабатывает 148 Гкал/ч, она производит 75 % тепла, потребляемого городом. ТЭЦ располагается менее чем в 300 м от Байкала, вблизи озера находятся и площадки для разгрузки угля, вагонное хозяйство и локомотивное депо. К транспортной зоне относится участок БАМ с железнодорожной станцией Северобайкальск и автодублер БАМ. Селитебная подзона с многоэтажной застройкой разной плотности сосредоточена в центральной части города, она включает общественные и административные здания. Селитебная подзона с одноэтажной застройкой представлена частными домами с приусадебными участками. Рекреационная зона состоит из городских парков, скверов, сюда также входит прибрежная часть озера Байкал с пляжем.

Материалы и методы исследования. Летом 2018 г. из верхнего (0–10 см) горизонта отобрано 50 проб городских почв. Пробы отбирались по сетке с шагом 500–600 м [23] в трех повторностях на расстоянии 3–5 м друг от друга, из которых составлялась одна смешанная проба. Кроме того, на Центральной ТЭЦ получены 2 пробы золы и угля. В качестве фона для Северобайкальска использовались верхние горизонты дерново-подбуров (7 проб), опробованные в 2–2,5 км к северу от города. Пробы отбирались на пологом склоне Северо-Байкальского нагорья, на территории, где нет влияния антропогенной деятельности и где распространены почвообразующие породы, представленные в городе.

Валовое содержание ТММ в пробах почв, угля и золы определяли масс-спектральным и атомно-эмиссионными методами с индуктивно-связанной плазмой в сертифицированной лаборатории ВНИИ минерального сырья им. Н.М. Федоровского. Для подробного анализа выбрано 14 элементов: Zn, As, Cd, Pb (I класс опасности), Cr, Ni, Cu, Sb (II класс), V (III класс), а также Bi, Mo, Co, W и Sr. Фракция PM_{10} почв выделялась методом центрифугирования.

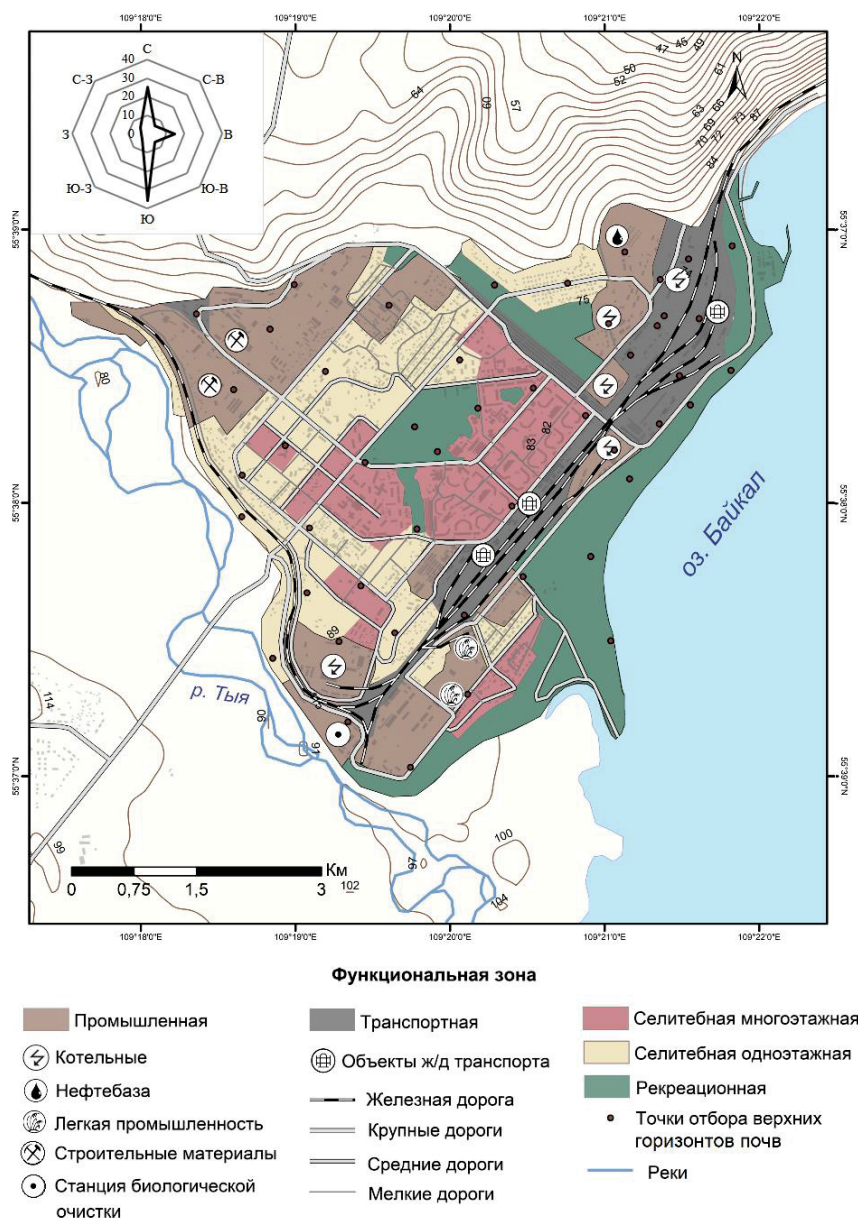


Рис. 1. Функциональное зонирование и точки отбора проб из верхних (0–10 см) горизонтов почв в Северобайкальске
Fig. 1. Land-use zoning and sampling points from the upper (0–10 cm) soil horizons in Severobaikalsk

Обогащение ТММ Канско-Ачинских углей и золы Центральной ТЭЦ Северобайкальска выявлялось путём сравнения с мировыми кларками углей K_u и золы K_z [24] и расчетом кларков концентрации $K_{Ku} = C_u / K_u$ и $K_{Kz} = C_z / K_z$, где C_u , C_z – содержание ТММ в углях и золе соответственно. Коэффициент выноса ТММ в атмосферу при сжигании угля вычислялся как $K_{атм} = C_{т} / C_{р}$, где $C_{т}$ – теоретическое содержание элемента в золе, мг/кг, которое рассчитывалось по формуле $C_{т} = C_u \cdot 3 / 100$, 3 – зольность, %; $C_{р}$ – реальное содержание элемента в золе, мг/кг.

Микроэлементный состав фоновых почв C_f сравнивали с кларками K_1 верхней части континен-

тальной коры [25], а также с региональным средним значением K_2 для Центральной Бурятии [26] путём расчёта кларков концентрации $KK = C_f / K_1(2)$ при $C_f \geq K_1(2)$ или рассеяния $KP = K_1(2) / C_f$ при $C_f < K_1(2)$. Интенсивность накопления ТММ в городских почвах и фракции PM_{10} разных функциональных зон относительно фоновых почв оценивалась с помощью коэффициентов концентрации $Kc = C_i / C_f$ при $C_i \geq C_f$ или рассеяния $Kp = C_f / C_i$ при $C_i < C_f$, где C_i – содержание ТММ в городских образцах или фракции PM_{10} , мг/кг. Были рассчитаны доли изучаемых ТММ, которые дает фракция PM_{10} в их валовом содержании с помощью показателя $D_i = ((C \cdot P) / (100 \cdot C_{\text{пыль/почва}})) \cdot 100 \%$, где D – доля эле-

мента во фракции PM_{10} почв, %; C – концентрация элемента во фракции PM_{10} почв, мг/кг; P – доля фракции PM_{10} почв, %; $C_{вал}$ – концентрация элемента в почвах в целом, мг/кг. Суммарное загрязнение почв ТММ оценивалось с помощью показателя $Z_c = \sum Kc - (n-1)$, где n – число химических элементов с $Kc > 1,0$. Показатель Z_c имеет 5 градаций: <16 – низкое, неопасное, $16-32$ – среднее, умеренно опасное, $32-64$ – высокое, опасное, $64-128$ – очень высокое, очень опасное, >128 – максимальное, чрезвычайно опасное загрязнение [7]. Опасность ТММ в почвах оценивалась путем расчета коэффициента экологической опасности $Ko = Ci / ПДК_i$, где $ПДК_i$ – предельно допустимая (или ориентировочно допустимая, ОДК) концентрация i -го загрязняющего вещества, мг/кг [27]. Использовались значения ПДК для V, Sb и ОДК As, Cd, Ni, Pb, Cu, Zn в суглинистых нейтральных почвах с $pH > 5,5$.

Оценка риска для здоровья взрослых и детей при воздействии ТММ, поступающих с почвенными частицами, производилась с помощью модели, разработанной на базе совместных исследований федерального центра гигиены им. Ф.Ф. Эрисмана, Федерального центра экологической политики России и Американского агентства по охране окружающей среды US EPA [28–30]. Данная модель учитывает три пути поступления в организм загрязненных частиц: при проглатывании, контакте с кожей и попадании в дыхательные пути. Поскольку наибольшее влияние на здоровье человека оказывают первые два фактора [31, 32], для всех исследуемых ТММ была рассчитана среднесуточная доза вредных веществ (Average Daily Dose) и их воздействие при приеме внутрь (ADD_{ingest}) и контакте с кожей (ADD_{dermal}):

$$ADD_{ingest} = \frac{C_u \times IngR \times EF \times ED}{BW \times AT} \times CF;$$

$$ADD_{dermal} = \frac{C_u \times SA \times AF \times ABS \times EF \times ED}{BW \times AT} \times CF,$$

где C_u – содержание ТММ в городских почвах (мг/кг); $IngR$ – количество проглатываемой почвы (мг/сутки); EF – частота нагрузки (сут./год); ED – продолжительность воздействия (лет); BW – средний вес человека (кг); $AT=10950$ – среднее время влияния неканцерогенных элементов (сутки); CF – коэффициент пересчета ($1 \cdot 10^{-6}$ кг/мг); SA – площадь поверхности кожи, которая контактирует с почвой (cm^2); AF – коэффициент прилипания почвы к коже (мг/см); ABS – коэффициент поглощения элемента. Значения переменных различаются для взрослых и детей (табл. 1).

Потенциальный неканцерогенный риск, связанный с конкретными элементами, оценивался для каждого пути поступления ТММ в организм человека с использованием коэффициента опасности Hazard Quotient (HQ):

$$HQ_{ingest} = \frac{ADD_{ingest}}{RfD_o},$$

$$HQ_{dermal} = \frac{ADD_{dermal}}{RfD_{ABS}},$$

где RfD_o – контрольная доза (Reference Dose), при повседневном потреблении которой в течение длительного периода у человека не возникают патологические изменения или заболевания. На сегодняшний день установлены контрольные дозы для каждого химического элемента только при пероральном поступлении RfD_o [28, 30, 31]. При поступлении через кожный покров эталонные значения RfD_{ABS} рассчитывались согласно рекомендациям [29] по формуле:

$$RfD_{ABS} = RfD_o \times ABS_{GI},$$

где ABS_{GI} – коэффициент поглощения желудочно-кишечным трактом, индивидуален для каждого элемента [33].

Таблица 1. Значения коэффициентов, используемых в формулах для оценки риска [28–30]

Table 1. Values of factors used in risk assessment formulas [28–30]

Факторы Factors	Значение/Value	
	Взрослые/Adults	Дети/Children
$IngR$ (мг/сут./mg/day)	100	200
EF (сут./год/day/year)	350	350
ED (лет/years)	30	6
BW (кг/kg)	70	15
AT (сут./days)	10 950	2190
SA (cm^2/cm^2)	5700	2800
AF (мг/см/mg/cm)	0,07	0,2
ABS	0,03 для As и 0,001 для остальных ТММ 0.03 for As and 0.001 for other HMMs	

Для оценки общего неканцерогенного воздействия элементов применялся индекс опасности (Hazard Index) $HI = \sum (HQ_{ingest} + HQ_{dermal})$, который учитывает поступление загрязнённых частиц почвы двумя путями: пероральным и через кожный покров. Показатели HQ_i и HI имеют четыре уровня опасности для здоровья человека: отсутствует ($<0,1$), низкий ($0,1-1$), средний ($1-10$), высокий (>10) [29, 30].

Загрязнение канцерогенными элементами As, Cr, Pb, попадание которых в организм человека может привести к развитию злокачественных опухолей [33–35], оценивалось путем расчета возрастающей вероятности развития рака (Incremental Lifetime Cancer Risk) $ILCR$ при влиянии ТММ в течение всей жизни человека ($AT=70$ лет= 25550 суток) [28, 30, 33]:

$$ILCR_{ingest} = ADD_{ingest} \times SF_o,$$

$$ILCR_{dermal} = ADD_{dermal} \times SF_{ABS}.$$

Фактор риска при поступлении через кожный покров SF_{ABS} для As, Cr, Pb [28, 30] рассчитывался аналогично Rf/D_{ABS} :

$$SF_{ABS} = SF_o / ABS_G,$$

где SF_o – фактор риска (Slope Factor) (мг/кг·день) при пероральном поступлении, равный 0,5 мг/кг·сут. для Cr, 0,0085 для Pb. Для As $SF_o=1,5$ и $SF_{ABS}=3,66$. Эти значения SF_o рекомендованы в [33].

Показатели $ILCR_i$ имеют пять уровней [24, 26]: очень низкий ($<10^{-6}$), низкий ($10^{-6}-10^{-5}$), средний ($10^{-5}-10^{-4}$), высокий ($10^{-4}-10^{-3}$), очень высокий ($>10^{-3}$).

Основные источники поллютантов и их вклад в загрязнение верхних горизонтов почв и фракции PM_{10} определены путем анализа главных компонент (principal component analysis, PCA) в пакете STATISTICA 12.0. Данный метод позволяет выделить обобщенные факторы, что облегчает анализ причинно-следственных связей путем свертки массивов многомерных данных в несколько линейных комбинаций главных компонент. Почвенно-геохимические карты составлены в пакете ArcGis 10.1 методом интерполяции сплайн.

Результаты и обсуждение

Источники техногенного загрязнения почв. Основными источниками имиссии ТММ в почвенный покров Северобайкальска являются предприятия топливно-энергетического комплекса, железнодорожный и автомобильный транспорт, складирование и сжигание коммунально-бытовых отходов. Выбросы загрязняющих веществ в атмосферу Северобайкальска от стационарных источников в 2019 г. составили 0,314 тыс. т [36].

В качестве топлива для Центральной ТЭЦ и котельных Северобайкальска используют бурые угли Канско-Ачинского бассейна, их зольность составляет 6–12 %, теплотворная способность 2800–3800 ккал/кг. Результаты химического анализа Канско-Ачинских углей показали, что они обогащены лишь $Sr_{3.1}$ (нижний индекс – значение ККу), обладающим высокой углефильностью; содержание остальных ТММ ниже кларковых значений (рис. 2). По сравнению со среднемировыми значениями зола Центральной ТЭЦ обеднена ТММ, лишь для Ni $KK_3=1,0$. Наибольшие коэффициенты выноса в атмосферу установлены для Pb (Катм=16) и Bi (15). В углях с содержанием Pb, близким к кларковым значениям, преобладает органическая форма поллютанта, которая при сгорании полностью испаряется и выбрасывается с дымовыми газами [24]. Минимальный коэффициент Катм=1,9 отмечен у As, что может быть обусловлено нахождением As в Канско-Ачинских углях преимущественно в силикатной форме, в результате чего поллютант задерживается в шлаке [24].

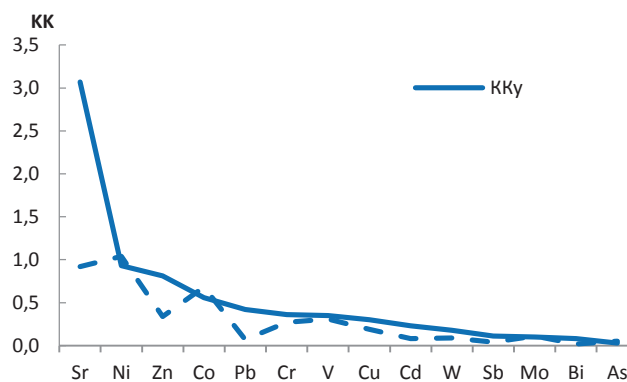


Рис. 2. Кларки концентрации углей и золы Центральной ТЭЦ г. Северобайкальска относительно среднемировых данных [23]

Fig. 2. Concentration clarkes of coal and ash from the Central TPP of Severobaikalsk relative to the world average data [23]

Железнодорожная инфраструктура включает участок БАМ, железнодорожную станцию Северобайкальск, локомотивное депо, дистанцию электроснабжения, которая обеспечивает техническое обслуживание контактной сети и тяговых подстанций, а также площадки разгрузки и хранения угля. Загрязняющие вещества, среди которых пыль, сажа, углеводороды, Cl и ТММ (Ni, Cr, Cu, Cd, Pb, Sb, Zn), попадают в почву с выхлопными газами двигателей тепловозов, со сточными водами при обслуживании железнодорожных составов, при торможении подвижных составов в результате изнашивания бандажа колес при трении о рельс и истирании тормозных колодок [37, 38].

Воздействие автотранспорта обусловлено эмиссией выхлопных газов и моторного масла, содержащих Pb, Cu, Sr, Fe, Mg, Zn, истиранием шин (Cd, Mn, Zn, Pb, Cr, Cu, Sb), износом тормозных колодок (Cu, Sb, Zn, Pb) и абразией дорожного покрытия (Ag, Zn, As, W, Cr, V, Co) [39]. Источниками загрязнения почв Zn, Cu, Sn, Ag, Pb Cr также являются свалки и сжигание бытовых и промышленных отходов с полиэлементным составом загрязнителей [40, 41].

На северо-востоке города расположена нефтебаза, где выполняются слив, хранение и отгрузка нефтепродуктов в грузовики-цистерны. В процессе эксплуатации металлических изделий и резиновых шлангов с аварийными разливами нефтепродуктов и отработанных моторных масел в окружающую среду поступают Pb, Cu, Zn, Mn, Cr, Ni, ПАУ [42]. В Северобайкальске функционируют предприятия металло- и деревообработки, строительных материалов (производство бетона), пищевой и текстильной промышленности, хотя расположение города в Центральной экологической зоне Байкальской природной территории должно являться очевидным препятствием для размещения ряда производств.

Уровни содержания ТММ в фоновых и городских почвах и их фракции PM_{10} . В районе г. Северобайкальска верхние горизонты фоновых почв обогащены относительно верхней части земной коры $As_{3,2}Cd_{2,2}Zn_{1,4}Bi_{1,3}Pb_{1,2}$ (нижний индекс – величина КК) и обеднены $Sb^{2,7}W^{1,8}Ni^{1,6}Mo^{1,6}Cu^{1,5}Cr^{1,4}V^{1,3}$ (верхний индекс – величина КР). В частицах PM_{10} накапливаются $Cd_{2,7}Pb_{1,8}Zn_{1,6}$, рассеиваются $V^{2,4}W^{2,3}Bi^{2,1}Cr^{1,9}As^{1,8}Mo^{1,7}Ni^{1,7}Sb^{1,5}Co^{1,5}$. По сравнению с региональными кларками фоновые почвы отличаются повышенным содержанием $Cd_{2,0}Cr_{1,6}Ni_{1,6}Zn_{1,5}Co_{1,5}V_{1,3}Cu_{1,2}$, фракция PM_{10} обогащена $Cd_{2,4}Cu_{1,8}Zn_{1,7}Pb_{1,6}As_{1,6}Ni_{1,5}Cr_{1,2}$, концентрации остальных ТММ ниже регионального фона.

В верхних горизонтах почв Северобайкальска концентрации большинства изучаемых ТММ близки к фоновым, для V, Co, Cr, Ni, Mo, Sn, Zn, As, Cd средние значения Кс составляют 1,1–1,2. Максимально относительно местного фона накапливаются $Sb_{2,4}Cu_{1,6}Pb_{1,6}W_{1,4}$ (нижний индекс – величина Кс), Bi рассеивается. Более интенсивная аккумуляция во фракции PM_{10} по сравнению с почвами в целом характерна для Mo, Sn, Cr, Ni, Cu, Co и Bi. Наибольшее превышение над фоном установлено для $Sn_{1,7}Mo_{1,5}Cu_{1,4}Cr_{1,3}$, концентрации остальных ТММ близки к фоновым (Кс=1,0–1,2), As во фракции PM_{10} рассеивается. Накопление Sb в почвах Северобайкальска может быть обусловлено выбросами железнодорожного и автомобильного транспорта [7, 43], а также осаждением золы-уноса [5, 44]. Молибден и Cu поступают в почву при сжигании угля в котельных [45, 46], а также при обработке черных и цветных металлов [47–49].

Таблица 2. Среднее содержание ТММ (Ci) в почвах в целом и их фракции PM_{10} в Северобайкальске по сравнению с фоновыми почвами (Cф) (в скобках указаны пределы колебаний)

Table 2. Average content of HMMs (Ci) in the soils and their PM_{10} fraction in Severobaikalsk compared to the background soils (Cф) (limits of fluctuations are indicated in parentheses)

Элемент Element	Фракция PM_{10} почв PM_{10} fraction			Почвы в целом/Soils		
	Ci	Cф	Кс	Ci	Cф	Кс
	мг/кг/mg/kg			мг/кг/mg/kg		
Sn	3,9 (1,5–12)	2,4	1,7	3,5 (0,1–8,9)	3,2	1,1
Mo	0,9 (0,4–8,2)	0,6	1,5	0,7 (0,4–1,3)	0,7	1,1
Cu	38 (8,8–90)	27	1,4	28 (12–64)	18	1,6
Cr	63 (28–208)	49	1,3	71 (24–169)	62	1,1
V	54 (10–99)	44	1,2	88 (50–141)	80	1,1
Pb	38 (13–168)	31	1,2	34 (0,1–101)	21	1,6
Ni	34 (10–62)	29	1,2	37 (21–59)	32	1,1
Cd	0,3(0,1–0,9)	0,2	1,2	0,3 (0,2–1,0)	0,2	1,2
Co	12 (2,6–34)	10	1,1	16 (9,5–35)	15	1,1
Sb	0,6(0,1–3,2)	0,6	1,1	0,9 (0,1–7,6)	0,3	2,4
W	1,2 (0,2–2,4)	0,9	1,1	1,1 (0,1–10)	1,1	1,4
Bi	0,2 (0,1–0,5)	0,1	1,1	0,2 (0,1–0,6)	0,3	0,8
Zn	129 (39–250)	117	1,1	125 (69–593)	103	1,2
As	2,9 (1,0–6,8)	3,1	0,9	2,1 (0,1–5,1)	1,7	1,2

В гранулометрическом составе почв Северобайкальска на фракцию PM_{10} приходится от 10 до 32 %, со средним 21 %. Результаты свидетельствуют о том, что в валовом содержании поллютантов доля связанных с частицами PM_{10} не превышает 50 %. На фракцию PM_{10} почв в среднем приходится 48 % Pb, 37–39 % As и Sn, 22–26 % Cu, Sb, Mo, Zn и Cd. Доли Ni, Cr и W составляют 19, 17 и 18 % соответственно, Bi и Co – 15 %. Наименьший вклад фракции PM_{10} установлена для V – 13 % (рис. 3). При том что фракция физической глины составляет в среднем 21 %, она аккумулирует значительную часть пула загрязняющих веществ в почвах.

Наиболее загрязнены ТММ почвы промышленной и транспортной зон (рис. 3, а). Приоритетными поллютантами являются $Sb_{4,2}Cu_{2,0}Pb_{1,9}$. Сурьма содержится в тормозной смазке автомобилей в виде сульфида Sb_2S_3 и поступает при истирании металлических частей автотранспорта [39, 43], при торможении и истирании рельс и ходовой части подвижного состава [38]. Накопление Pb в промышленной зоне связано с деятельностью станций технического обслуживания автомобилей и переработкой металлолома [47–50]. Аккумуляция $Cd_{1,5}Sb_{1,5}$ в почвах селитебной многоэтажной подзоны вызвана истиранием шин и асфальтового покрытия, а также утечками моторного масла [43]. Наименьшее загрязнение свойственно почвам рекреационной зоны, где накапливается лишь $W_{1,7}$.

Фракция PM_{10} почв Северобайкальска наиболее загрязнена в транспортной зоне, где интенсивно аккумулируются $Sb_{2,3}Cu_{1,9}Pb_{1,8}Co_{1,7}V_{1,6}W_{1,6}Ni_{1,5}$, содержащиеся в выбросах предприятий железнодорожного транспорта, включая обслуживание железнодорожных составов и разгрузку угля для котельных (рис. 3, б). Эти поллютанты поступают также при истирании асфальтового покрытия, шин и тормозных колодок автотранспорта [39]. В рекреационной зоне фракция PM_{10} почв незначительно обогащена $W_{1,7}$.

Оценка суммарного загрязнения почв. Средний суммарный показатель загрязнения почв в целом и фракции PM_{10} составил $Z_c=6$, что соответствует низкому уровню загрязнения. Большая часть городских почв и фракции PM_{10} (78 и 72 % соответственно) характеризуется минимальным уровнем загрязнения ($Z_c<8$), это почти вся рекреационная и селитебная многоэтажная зоны и часть селитебной одноэтажной и промышленной зон. Низкий уровень загрязнения ($Z_c<8–16$) установлен на 15 % территории для почв в целом и на 22 % для фракции PM_{10} , это преобладающая часть транспортной зоны. Среднее загрязнение почв ($Z_c=16–32$) выявлено на 4 %, а фракции PM_{10} – на 6 % территории. Лишь 3 % территории города характеризуются высоким уровнем загрязнения ($Z_c>32$) почв, для частиц PM_{10} высокий уровень загрязнения не выявлен (рис. 4).

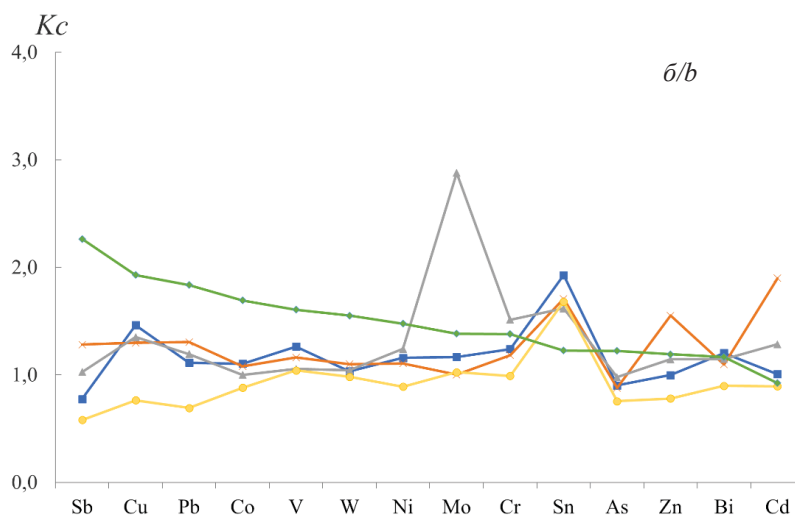
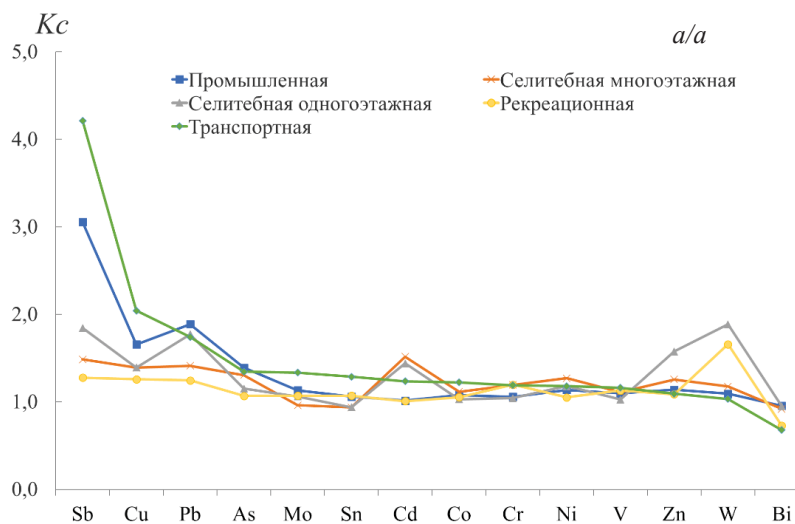


Рис. 3. Геохимические спектры почв (а) и фракции PM_{10} почв (б) в функциональных зонах Северобайкальска
Fig. 3. Geochemical spectra of soils (a) and PM_{10} fraction of soils (b) in the land-use zones of Severobaikalsk

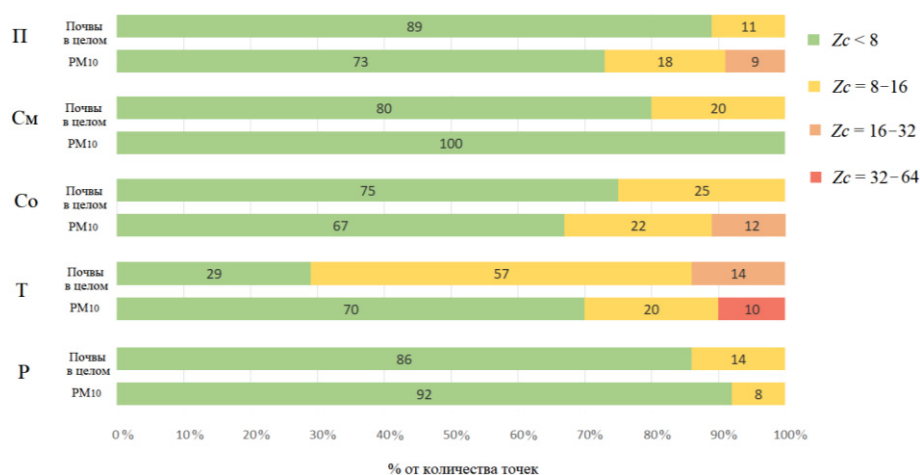


Рис. 4. Уровни суммарного загрязнения ТММ почв в целом и фракции PM_{10} в функциональных зонах Северобайкальска: П – промышленной; СМ – селитебной многоэтажной; Со – селитебной одноэтажной; Т – транспортной; Р – рекреационной
Fig. 4. Levels of total contamination with HMMs of soils and their PM_{10} fraction in the land-use zones of Severobaikalsk: П – industrial; СМ – residential multi-store; Со – residential one-store; Т – transport; Р – recreational

Средние значения показателя Z_c загрязнения ТММ почв в целом уменьшаются в ряду функциональных зон: транспортная ($Z_c=8,5$)>селитебная одноэтажная (6,6)> промышленная (6,3)>селитебная многоэтажная (4,4)>рекреационная (3,8). Для фракции PM_{10} почв контрастность значений показателя Z_c увеличивается в ряду: транспортная зона (9,3)>селитебная одноэтажная (7,2)>селитебная многоэтажная (5,6)>промышленная (4,9)>рекреационная (3,2). Сравнение этих рядов говорит о том, что основная часть ТММ в промышленных выбросах содержится в более крупных частицах, чем PM_{10} .

В верхних горизонтах почв сформировались две техногенные геохимические аномалии, одна со средним и одна с высоким уровнем загрязнения. Наибольшая по площади полиэлементная аномалия с $Z_c=18-22$ расположена на юго-западе Северобайкальска, в промышленной и селитебной одноэтажных зонах. Накопление $Sb_{15}Zn_{5,8}Pb_{4,9}Cd_{4,3}As_{3,1}Bi_{2,1}$ связано с выбросами железнодорожного и автомобильного транспорта, летучей золы и с воздействием коммунально-бытового мусора. Наиболее высокое значение суммарного показателя загрязнения почв $Z_c=35$ установлено в транспортной зоне вблизи локомотивного депо, аккумуляция $Sb_{27}Cu_{3,5}Sn_{2,7}Pb_{2,6}Co_{2,4}$ обусловлена сгоранием топлива в подвижных составах, истиранием тормозных колодок, рельсов, а также пылением перевозимых грузов. Поллютанты также попадают в почву со сточными водами при мойке и обслуживании железнодорожных составов в депо.

Геохимические аномалии, сформировавшиеся во фракции PM_{10} почв Северобайкальска, имеют меньшую контрастность и иную локализацию. Полиэлементная техногенная аномалия с $Z_c=18$ установлена на востоке города в транспортной зоне, где аккумуляция $Pb_{5,3}Sb_{3,7}W_{2,7}Cu_{2,6}Ni_{2,1}V_{2,0}$ связана

преимущественно с выбросами золы-уноса Центральной ТЭЦ, транспортировкой и разгрузкой угля, ТММ также поступают с выхлопами двигателей тепловозов и при обслуживании и ремонте путей. Максимальный уровень загрязнения фракции PM_{10} почв с $Z_c=20$ обнаружен в частном секторе на ул. Рабочая, где накопление $Mo_{13}Cr_{4,3}Ni_{2,1}$ обусловлено влиянием стихийной свалки коммунально-бытовых отходов и воздействием автомобильного транспорта.

Вклад природных и антропогенных источников в загрязнение городских почв. С помощью метода главных компонент (PCA) были определены основные источники ТММ в верхних горизонтах почв и фракции PM_{10} Северобайкальска. При интерпретации факторов использовались геохимические профили наиболее характерных источников тех или иных поллютантов, описанные в [10, 51–54].

Для почвенного покрова Северобайкальска выявлено четыре основных фактора, объясняющих в сумме 68 % общей дисперсии ТММ (рис. 5). На первый фактор (PC1) приходится около 24 % общей дисперсии, он включает As, Sb и Mo с факторными нагрузками 0,72–0,80. Корреляционные связи между элементами этой группы невысокие – 0,36–0,52. Вероятно, эти ТММ поступают из нескольких источников. Влияние данного фактора проявляется вблизи Центральной ТЭЦ, кроме того, источником Sb и Mo ($r=0,52$) являются контейнерная станция и локомотивное депо, где проводится ремонт и обслуживание подвижных составов. Вторым фактором (PC2) объясняет 22 % общей дисперсии и связан с накоплением Co, Ni, V и Cr, факторные нагрузки равны 0,80–0,88. PC2 отражает вклад природных (литогенных) и техногенных источников – сжигания угля при печном отоплении частных домов и выбросов железнодорожного транспорта.

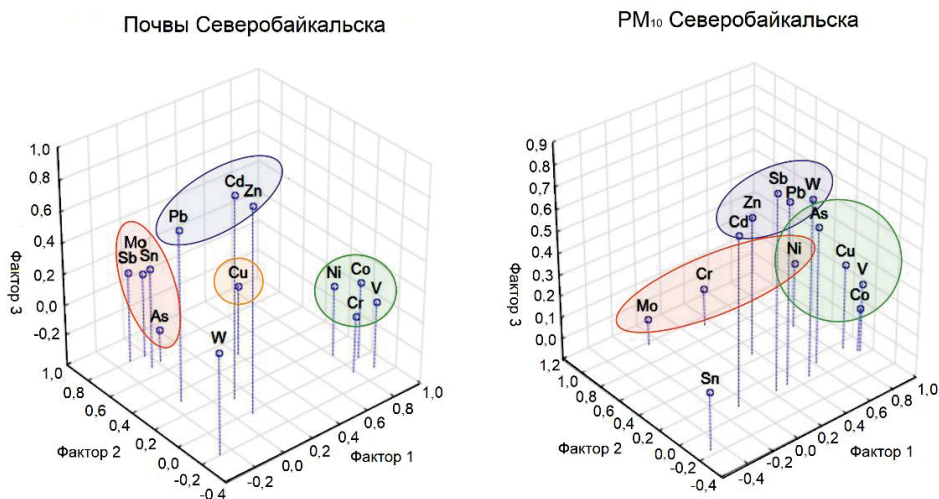


Рис. 5. Графики факторных нагрузок для концентраций ТММ в почвах и фракции PM_{10} Северобайкальска
 Fig. 5. Plots of factor loadings for HMMs concentrations in soils and PM_{10} fraction in Severobaikalsk

Третий фактор (PC3) объясняет 13 % общей дисперсии, он связан с выбросами автотранспорта. Для Pb, Cd и Zn факторные нагрузки составляют 0,72–0,92, коэффициент корреляции между концентрациями Cd–Zn $r=0,87$, для Pb–Cd и Pb–Zn он ниже – $r=0,50–0,54$. Кадмий и Zn поступают, в первую очередь, с невыхлопными выбросами транспортных средств, к которым относятся истирание тормозных колодок и шин. Для ускорения процесса вулканизации шин используют оксиды Pb, Mg, Zn, кроме того, Zn содержится в шинах в виде неорганических (ZnS и ZnO) и органических соединений (стеарат цинка) и составляет 0,4–4,3 % протекторов шин [51]. Источником Pb, помимо изнашиваемых деталей автотранспорта, могут являться выхлопы двигателей, работающих на этилированном бензине до введения запрета на его использование. *Четвертый фактор (PC4)* связан с накоплением Cu, на этот фактор приходится 9 % общей дисперсии. Вероятным источником Cu является эксплуатация железной дороги.

Во фракции PM₁₀ почв Северобайкальска можно выделить три фактора, на которые приходится в сумме 75 % общей дисперсии (рис. 5). *Первый фактор (PC1)* объясняет 48 % дисперсии и накопление As, Co, Ni, Cu, V с факторными нагрузками 0,62–0,92. Помимо литогенного фактора, поступление Ni и V ($r=0,81$) может быть вызвано влиянием расположенной на востоке Северобайкальска нефтебазы: по данным [55], для предприятий нефтехимической промышленности характерны выбросы Ni, V, Hg, Cd, Cu. Источниками As, Co и Cu ($r=0,54–0,88$) могут быть дымовые выбросы Центральной ТЭЦ, а также предприятия автосервиса и металлообработки.

На *второй фактор (PC2)* приходится 15 % общей дисперсии, он связан с накоплением Mo, Ni и Cr ($r=0,46–0,88$), которые поступают из природных и природно-техногенных источников – с продуктами разрушения строительных материалов. *Третий фактор (PC3)* составляет 12 % общей дисперсии и характеризует влияние выбросов автомобильного транспорта. Источниками Pb, W, Sb, Cd, Zn служат изношенные металлические детали автомобилей, шины, дорожное полотно и дорожная разметка, а также выхлопы двигателей.

Оценка риска для здоровья. В Северобайкальске в почвах в целом не обнаружено превышения содержания ТММ над гигиеническими нормативами. Во фракции PM₁₀ городских почв экологическую опасность представляют лишь Pb и Zn, нормативы которых превышены на 5 и 8 % территории промышленной и транспортной зон. Более детальную оценку экологической опасности ТММ в почвах дает модель, которая учитывает все основные пути поступления в организм человека загрязненных частиц.

Оценка неканцерогенного риска. Для оценки вклада природной и антропогенной составляющих неканцерогенного воздействия исследуемых элементов была рассчитана среднесуточная потенциальная доза ТММ (*ADD*) – это количество химического вещества, которое проглатывается или находится в соприкосновении с кожей, усредненное с учетом массы тела и времени воздействия. Неканцерогенный эффект характеризует возрастание вероятности развития заболеваний различной природы, за исключением злокачественных новообразований [28–30].

Для фоновых почв г. Северобайкальска значения показателя *ADD_{ingest}* уменьшаются в ряду:

Zn>V>Cr>Ni>Pb>Cu>Co>Sn>As>W>Mo>Sb>Cd>Bi.

Значения этих параметров сильно различаются для разных элементов – от $3,1 \cdot 10^{-7}$ для Bi до $1,4 \cdot 10^{-4}$ мг/кг·сутки для Zn. Средние значения *ADD_{dermal}* ниже и уменьшаются в ряду

Zn>V>Cr>As>Ni>Pb>Cu>Co>Sn>W>Mo>Sb>Bi>Cd,

для Cd значение *ADD_{dermal}* составляет $1,3 \cdot 10^{-9}$ мг/кг·сутки, для Zn – $5,6 \cdot 10^{-7}$ мг/кг·сутки. Таким образом, большее количество поллютантов попадают в организм жителя г. Северобайкальска через проглатывание, чем через контакт с кожей.

Антропогенная деятельность и связанная с ней аккумуляция поллютантов в почвенном покрове г. Северобайкальска привела к увеличению в 1,1–2,5 раза потенциального среднесуточного потребления ТММ с загрязненными почвами за счет проглатывания и контакта с кожным покровом. Расчеты показали, что дети поглощают в 8,5–9,6 раз больше ТММ с частицами почвы, чем взрослые, при каждом контакте их количество возрастает в 6,3–92 раза, максимальное значение установлено для Bi.

Наиболее высокие значения *ADD_{ingest}* и *ADD_{dermal}* для V, Co, Cu, Mo, Sn и Sb для взрослого населения и детей выявлены в транспортной функциональной зоне, в связи с этим наибольшее среднесуточное потребление этих ТММ будет наблюдаться у работников железнодорожного транспорта, постоянно присутствующих на данной территории. Максимальные значения потенциальной суточной дозы при проглатывании и кожном контакте для As, Pb и Bi установлены в промышленной зоне, Ni, Cd – в селитебной многоэтажной, Zn, W – в селитебной одноэтажной, Cr – в рекреационной (табл. 3).

Значения коэффициентов опасности *HQ_{ingest}* и *HQ_{dermal}*, которые количественно характеризуют неканцерогенный риск всех исследуемых ТММ, для взрослого населения не превышали допустимого уровня 0,1, что свидетельствует об отсутствии риска развития неканцерогенных эффектов. Потенциальный неканцерогенный риск для здоровья детей оказался выше.

Таблица 3. Среднесуточная доза при проглатывании и кожном контакте с почвой для взрослых и детей, исходя из суммарных концентраций ТММ в различных функциональных зонах г. Северобайкальска

Table 3. Average daily dose by ingestion and skin contact with soil for adults and children, based on the total concentrations of HMMs in various land-use areas of Severobaikalsk

Элемент Element	Функциональная зона/Land-use area									
	Промышленная Industrial		Селитебная многоэтажная Residential multi-store		Селитебная одноэтажная Residential one-store		Рекреационная Recreational		Транспортная Transport	
	ADD_{ingest}	ADD_{dermal}	ADD_{ingest}	ADD_{dermal}	ADD_{ingest}	ADD_{dermal}	ADD_{ingest}	ADD_{dermal}	ADD_{ingest}	ADD_{dermal}
Взрослые/Adults										
V	1200	4,8	1212	4,8	1121	4,5	1234	4,9	1266	5,1
Cr	910	3,6	1025	4,1	897	3,6	1028	4,01	1021	4,1
Co	220	0,86	222	0,9	205	0,82	210	0,8	244	0,97
Ni	500	2,0	559	2,2	519	2,1	463	1,8	519	2,1
Cu	410	1,6	342	1,4	342	1,4	309	1,2	501	2
Zn	1600	6,4	1770	7,1	2221	8,9	1531	6,1	1540	6,1
As	32	3,8	29	3,5	26	3,1	24	2,9	31	3,7
Mo	11	0,041	8,5	0,034	9,5	0,038	9,5	0,038	12	3,7
Cd	3,2	0,013	4,8	0,019	4,6	0,018	3,2	0,13	3,9	0,016
Sn	47	0,19	41	0,17	42	0,160	47	0,2	57	0,23
Sb	12	0,047	5,7	0,022	7,1	0,028	4,9	0,019	16	0,064
W	17	0,067	18	0,072	28	0,12	25	0,1	16	0,063
Pb	540	2,1	402	1,6	504	2	354	1,4	496	2
Bi	3,5	0,014	3,3	0,013	3,5	0,014	2,6	0,011	2,5	0,0098
HI	0,182		0,186		0,175		0,177		0,199	
Дети/Children										
V	11165	31	11315	32	10463	29	11518	32	11815	33
Cr	8470	24	9563	27	8369	23	9590	26	9530	27
Co	2006	5,6	2076	5,8	1914	5,4	1961	5,5	2277	6,4
Ni	4666	13	5219	15	4844	14	4326	12	4847	14
Cu	3797	11	3189	8,9	3192	8,9	2883	8,1	4681	13
Zn	14986	42	16516	46	20729	58	14289	40	14376	40
As	295	25	277	23	244	21	227	19	285	24
Mo	94	0,26	79	0,223	88	0,25	89	0,25	119	0,31
Cd	30	0,084	45	0,13	43	0,119	29	0,0838	37	0,103
Sn	439	1,2	388	1,1	389	1,1	443	1,2	533	1,5
Sb	109	0,3	53	0,15	66	0,184	45	0,13	150	0,421
W	156	0,43	168	0,47	269	0,753	237	0,66	148	0,413
Pb	5019	14	3754	11	4708	13	3308	9,3	4628	13
Bi	32	0,09	31	0,087	32	0,0902	25	0,069	230	0,064
HI	1,65		1,69		1,60		1,61		1,81	

Примечание. Представленные в таблице значения ADD_{ingest} и ADD_{dermal} умножены на $1,0 \cdot 10^7$.

Note. ADD_{ingest} and ADD_{dermal} values are multiplied by $1,0 \cdot 10^7$.

Значения HQ_{ingest} для детей составили от 0,007 для Sn до 0,68 для Co, что соответствует низкому риску развития неканцерогенных эффектов. В целом потенциальный неканцерогенный риск для здоровья детей, связанный с проглатыванием наиболее опасных ТММ, содержащихся в почвах, убывает в ряду: $Co > Cr > V > Pb$. Показатели HQ_{dermal} всех ТММ для детей были ниже 0,1. Таким образом, вероятность развития у жителей г. Северобайкальска вредных эффектов при ежедневном поступлении исследуемых ТММ в течение жизни незначительна, и такое воздействие характеризуется как допустимое.

Сумма индивидуальных HQ , определяющая индекс опасности HI , не превысила безопасное пороговое значение 1 во всех функциональных зонах г. Северобайкальска для взрослого населения, что подтверждает низкий потенциальный неканцеро-

генный риск попадания в организм ТММ, содержащихся в частицах почвы (табл. 3). Для детей значения индексов HI в среднем составили 1,6, наиболее высокое значение (HI 1,8) выявлено в транспортной функциональной зоне, что соответствует опасному риску и требует дополнительного контроля (рис. 6). Дети, по сравнению со взрослыми, значительно более подвержены воздействию ТММ в силу своих поведенческих и физиологических особенностей [56–58]. Однако стоит отметить, что постоянное присутствие детей вблизи железной дороги и сопутствующей инфраструктуры маловероятно. Наибольший вклад в HI для взрослых и детей во всех функциональных зонах г. Северобайкальска вносят Co, Cr, V, Pb, As и Ni. Доля, приходящаяся на сумму остальных ТММ (Cd, Sb, W, Cu, Zn, Mo и Sn), составляет менее 7 %.

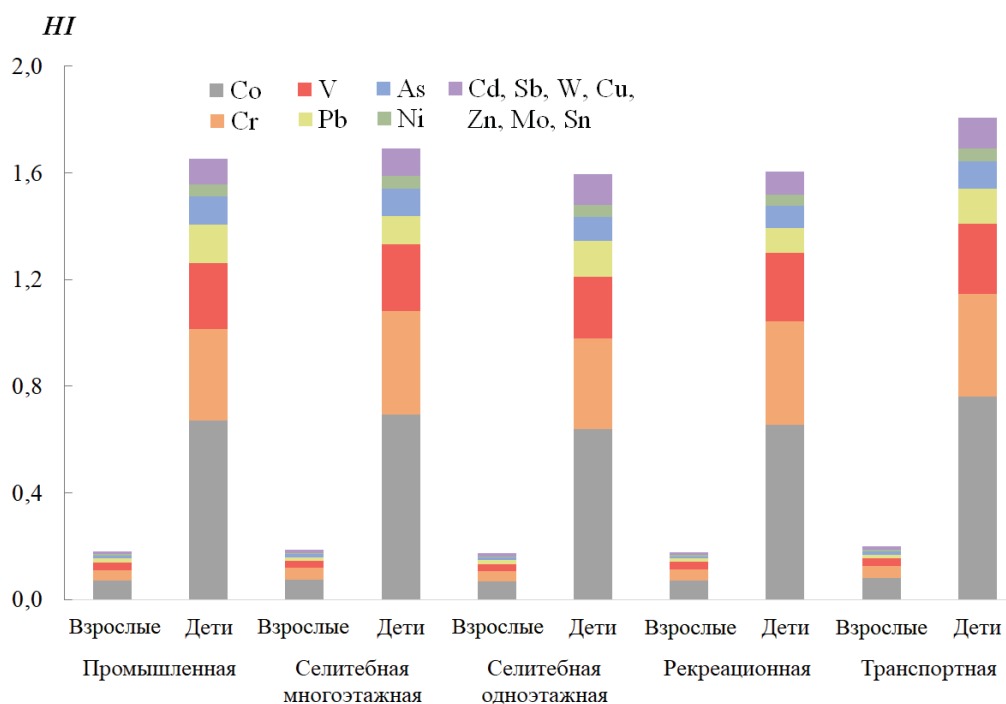


Рис. 6. Индекс опасности HI при проглатывании и кожном контакте с ТММ, содержащихся в частицах почвы, для взрослого населения и детей г. Северобайкальска в различных функциональных зонах

Fig. 6. HI upon ingestion and skin contact with HMMs contained in soil particles for the adult population and children of Severobaikalsk in various land use areas

Оценка канцерогенного риска. Под канцерогенным эффектом понимают возникновение злокачественных новообразований при воздействии факторов окружающей среды. Известно, что канцерогенные эффекты приближаются к прямой зависимости: чем выше доза, тем сильнее эффект. Как правило, канцерогены вызывают также побочные неканцерогенные эффекты [28–30].

Канцерогенный риск $ILCR_{ingest}$ и $ILCR_{dermal}$, рассчитанный для As, Cr, Pb при поступлении поллютантов в организм взрослого человека через проглатывание и кожный контакт с частицами почвы, не превысил безопасный уровень $1 \cdot 10^{-4}$ во всех функциональных зонах г. Северобайкальска. Средние значения $ILCR_{ingest}$ $6,1 \cdot 10^{-5}$ и $ILCR_{dermal}$ $1,5 \cdot 10^{-5}$ относятся к предельно допустимому риску, т. е. верхней границе приемлемого риска, однако данные уровни подлежат постоянному контролю. Такие значения соответствуют одному дополнительному случаю серьезного заболевания или смерти на 100 тыс. экспонированных лиц [30]. Максимальные значения $ILCR_{ingest}$ и $ILCR_{dermal}$ $1,0 \cdot 10^{-4}$ и $2,9 \cdot 10^{-5}$ установлены в транспортной функциональной зоне, вблизи железной дороги и в 300 м от Центральной ТЭЦ, что превышает средний уровень в 1,64 и 1,93 раза соответственно. Оценка чувствительности метода к изменению содержания ТММ в городских почвах показала, что при увеличении концентрации Cr на 50 %, а Pb и As в 3 раза канцерогенный риск,

связанный с проглатыванием загрязненных ТММ почвенных частиц, усилится до высокого уровня опасности. В этом случае среднее содержание Cr в почвах достигнет значения 92 мг/кг, Pb 101 мг/кг, As 8,3 мг/кг, а величина $ILCR_{ingest} - 1,1 \cdot 10^{-4}$. Канцерогенный риск, вызванный поступлением ТММ через кожный покров $ILCR_{dermal}$, при увеличении концентраций Cr и Pb в 8 раз (до 568 и 269 мг/кг соответственно), As в 4 раза (до 8,2 мг/кг) составит $1,2 \cdot 10^{-4}$.

Средние значения показателя $ILCR_{ingest}$ для детей составили $5,6 \cdot 10^{-4}$, что относится к опасному риску, неприемлемому для населения в целом, и требует разработки и проведения плановых оздоровительных мероприятий. Максимальное значение $ILCR_{ingest}$ для детей установлено в транспортной зоне ($6,2 \cdot 10^{-4}$), минимальное в селитебной одноэтажной ($5,8 \cdot 10^{-4}$). Оценка чувствительности метода в зависимости от концентраций ТММ в почве показала, что канцерогенный риск уменьшится до предельно допустимых значений $9,8 \cdot 10^{-5}$ при уменьшении средних концентраций Cr и Pb в 6 раз, As в 5 раз, т. е. до 11,8; 5,6 и 0,4 мг/кг соответственно. Значения $ILCR_{dermal}$ для детей, так же как и для взрослого населения, находятся в диапазоне более $1 \cdot 10^{-6}$, но менее $1 \cdot 10^{-4}$ и относятся к допустимому риску. Максимальное значение $ILCR_{dermal}$ $1,9 \cdot 10^{-4}$ установлено вблизи железной дороги, к северо-востоку от Центральной ТЭЦ. Наибольший

вклад в формирование канцерогенного риска для детей и взрослых, как при проглатывании, так и при кожном контакте с загрязненными частицами почвы, вносит Cr (78 %), наименьший – Pb (15 %).

Заключение

Основными источниками загрязнения почвенного покрова Северобайкальска являются объекты железнодорожной инфраструктуры БАМ, транспортировка, хранение и использование бурого угля в котельных и на Центральной ТЭЦ. Сжигаемые Канско-Ачинские угли обогащены по сравнению с мировыми кларками только Sr, содержание остальных ТММ, а также всех ТММ в золе Центральной ТЭЦ ниже кларковых значений. Ведущими загрязнителями почв в целом и фракции PM_{10} в Северобайкальске являются Sb, Cu, Pb, Mo, Cr. Наибольшее загрязнение ТММ городских почв и фракции PM_{10} приурочено к транспортной и промышленной зонам, в почвах в целом аккумулируются $Sb_{4,2}Cu_{2,0}Pb_{1,9}$, во фракции PM_{10} – $Sb_{2,3}Cu_{1,9}Pb_{1,8}Co_{1,7}V_{1,6}W_{1,6}Ni_{1,5}$.

В почвах Северобайкальска не обнаружено превышения содержания ТММ над гигиеническими нормативами. Во фракции PM_{10} почв наибольшую экологическую опасность представляют Pb и Zn, нормативы которых превышены на 5 и 8 % территории. Средний суммарный уровень загрязнения городских почв и фракции PM_{10} соответствует низкому, неопасному уровню ($Z_c=6$), максимальные значения $Z_c=8,5$ для почв в целом и $Z_c=9,3$ для фракции PM_{10} зафиксированы в транспортной зоне.

Наибольшее влияние на микроэлементный состав городских почв и частиц PM_{10} оказывают выбросы железнодорожной инфраструктуры и сжигание угля на Центральной ТЭЦ (доля объясняемой дисперсии 24 % для почв в целом и 48 % для фрак-

ции PM_{10}), что вызывает активную аккумуляцию в почвах As, Sb, Mo, Co, Ni, Cu, V. При сжигании Канско-Ачинских углей на Центральной ТЭЦ происходит концентрирование ТММ в золе-уносе: содержание V, Mo, Co, Ni и As возрастает в 5,6–8,7 раза, а Sb и Cu – в 2,7–3,7 раза по сравнению с исходным топливом. Осаждение содержащихся в золе-уносе поллютантов приводит к дальнейшей концентрации элементов в верхних горизонтах почв, где концентрация Sb увеличивается 4,3 раза, а V, Cu – в 1,7–2,0 раза по сравнению с золой-уносом. Фракция PM_{10} почв обнаруживает еще более интенсивное относительно золы-уноса обогащение Sb (в 4,6 раза), V, As и Cu (в 1,4–3 раза).

Оценка риска для здоровья жителей Северобайкальска, связанная с загрязнением ТММ верхних горизонтов почв, показала, что поступление почвенных частиц путем проглатывания оказывает наиболее вредное воздействие как на детей, так и на взрослых. Неканцерогенный риск для детей оказался выше в 8,5–9,6 раза при проглатывании почвенных частиц и в 6,3–92 раза при кожном контакте. Суммарный неканцерогенный риск попадания в организм детей частиц почвы, загрязненных V, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, As, Mo, Cd, Sn, Sb, W, Pb и Bi, незначительно превысил безопасный уровень 1 (от 1,60 в сельтебной одноэтажной до 1,81 в транспортной зоне), для взрослого населения значения HI были ниже допустимого порогового значения. Канцерогенный риск, связанный с попаданием в организм As, Cr и Pb через кожный покров как для детей, так и для взрослых, не превысил допустимый уровень. Поступление этих элементов перорально представляет потенциальную угрозу для здоровья детей, проживающих в г. Северобайкальске, – среднее значение $ILCR_{ingest} 5,6 \cdot 10^{-4}$ указывает на опасный риск.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Mechanism and health effects of heavy metal toxicity in humans / G.A. Engwa, P.U. Ferdinand, F.N. Nwalo, M.N. Unachukwu // Intechopen. – 2019. – Vol. 10. – P. 70–90.
2. Water contamination by heavy metals and their toxic effect on aquaculture and human health through food Chain / S.S. Sonone, S. Jadhav, M.S. Sankhla, R. Kumar // Lett. Appl. NanoBioScience. – 2020. – Vol. 10. – № 2. – P. 2148–2166.
3. Heavy metals and pesticides toxicity in agricultural soil and plants: Ecological risks and human health implications / A. Alengebawy, S.T. Abdelkhalek, S.R. Qureshi, M.Q. Wang // Toxics. – 2021. – Vol. 9. – № 3. – P. 42–56.
4. Касимов Н.С. Экогеохимия ландшафтов. – М.: ИП Филимонов М.В., 2013. – 208 с.
5. Development of a soil heavy metal estimation method based on a spectral index: Combining fractional-order derivative pretreatment and the absorption mechanism / L. Chen, J. Lai, K. Tan, X. Wang, Y. Chen, J. Ding // Science of The Total Environment. – 2022. – Vol. 813. – Article ID: 151882.
6. Review of soil heavy metal pollution in China: spatial distribution, primary sources, and remediation alternatives / Y. Wu, X. Li, L. Yu, T. Wang, J. Wang, T. Liu // Resources, Conservation and Recycling. – 2022. – Vol. 181. – Article ID: 106261.
7. Геохимия ландшафтов Восточной Москвы / Н.С. Касимов, Д.В. Власов, Н.Е. Кошелева, Е.М. Никифорова. – М.: АПР, 2016. – 276 с.
8. Study on the risk of soil heavy metal pollution in typical developed cities in eastern China / Y. Li, Z. Dong, D. Feng, X. Zhang, Z. Jia, Q. Fan, K. Liu // Scientific reports. – 2022. – Vol. 12. – № 1. – Article ID: 3855.
9. Pollution characteristics, human health risk through multiple exposure pathways, and source apportionment of heavy metals in PM_{10} at Indo-Gangetic site / D. Sah, P.K. Verma, M.K. Kandikonda, A. Lakhani // Urban Climate. – 2019. – Vol. 27. – P. 149–162.

10. Rovira J., Domingo J.L., Schuhmacher M. Air quality, health impacts and burden of disease due to air pollution (PM₁₀, PM_{2.5}, NO₂ and O₃): Application of AirQ+ model to the Camp de Tarragona County (Catalonia, Spain) // *Science of The Total Environment*. – 2020. – Vol. 703. – Article ID: 135538.
11. Levels and factors of the accumulation of metals and metalloids in roadside soils, road dust, and their PM₁₀ fraction in the Western okrug of Moscow / D.V. Vlasov, O.V. Kukushkina, N.E. Kosheleva, N.S. Kasimov // *Eurasian Soil Science*. – 2022. – Vol. 55 (5). – P. 556–572.
12. Source apportionment and risk estimation of heavy metals in PM₁₀ at a Southern Vietnam megacity / M.T. Truong, L.S.P. Nguyen, T.T. Hien, T.D.H. Pham, T.T.L. Do // *Aerosol and Air Quality Research*. – 2022. – Vol. 22 (8). – Article ID: 220094.
13. Убугунов В.Л., Кашин В.К. Тяжелые металлы в садово-огородных почвах и растениях г. Улан-Удэ. – Улан-Удэ: БНЦ СО РАН, 2004. – 128 с.
14. Корляков И.Д., Касимов Н.С., Кошелева Н.Е. Тяжелые металлы и металлоиды в почвенном покрове города Улан-Удэ // *Вестник Пермского национального исследовательского политехнического университета. Прикладная экология. Урбанистика*. – 2019. – Т. 35. – № 3. – С. 120–137.
15. Сычева Д.Г., Кошелева Н.Е., Тимофеев И.В. Загрязнение почвенного покрова соединениями металлов, мышьяка и сурьмы в районе воздействия предприятия топливно-энергетического комплекса // *Теоретическая и прикладная экология*. – 2022. – № 2. – С. 48–55.
16. Сычева Д.Г., Кошелева Н.Е. Эколого-геохимическое состояние почвенного покрова г. Гусиноозерска в зоне влияния угольной ГРЭС // *Почвоведение*. – 2023. – № 8. – С. 953–969.
17. Кошелева Н.Е., Никифорова Е.М., Тимофеев И.В. Загрязнение тяжелыми металлами и металлоидами и экологическое состояние почв г. Северобайкальска // *Почвоведение*. – 2022. – № 5. – С. 571–585.
18. Рябенко В.Е., Сидоренко А.В., Флоренсов Н.А. Геология СССР. Т. 35. Бурятская АССР. Ч. 1. Геологическое описание. – М.: Недра, 1964. – 628 с.
19. Почвы водоохранной зоны озера Байкал и их использование / И.А. Белозерцева, И.Н. Владимиров, В.И. Убугунова, В.Л. Убугунов, О.А. Екимовская, А.В. Бардаш // *География и природные ресурсы*. – 2016. – № 5. – С. 70–82.
20. Антропогенные почвы: генезис, география, рекультивация / М.И. Герасимова, М.Н. Строганова, Н.В. Можарова, Т.В. Прокофьева. – Смоленск: Ойкумена, 2003. – 268 с.
21. Экологический атлас бассейна озера Байкал / под ред. А.К. Тулохонова. – Иркутск: Изд-во Института географии им. В.Б. Сочавы СО РАН, 2015. – 145 с.
22. Биостратиграфия торфяных отложений и климат Северо-Западной части горного обрамления озера Байкал в голоцене / Е.В. Безрукова, А.В. Белов, П.П. Летунова, А.А. Абзаева, Н.В. Кулагина, Е.Э. Фишер, Л.А. Орлова, Е.В. Шейфер, В.И. Воронин // *Геология и геофизика*. – 2008. – Т. 49. – № 6. – С. 547–558.
23. Demetriades A., Birke M. Urban geochemical mapping manual: sampling, sample preparation, laboratory analysis, quality control check, statistical processing and map plotting. – Brussels: EuroGeoSurveys, 2015. – 162 p.
24. Юдович Я.Э., Кетрис М.П. Токсичные элементы-примеси в ископаемых углях. – Екатеринбург: УрО РАН, 2005. – 655 с.
25. Касимов Н.С., Власов Д.В. Кларки химических элементов как эталоны сравнения в экогеохимии // *Вестник Моск. ун-та. Серия География*. – 2015. – № 2. – С. 7–17.
26. Белоголов В.Ф. Геохимический атлас Улан-Удэ. – Улан-Удэ: Бурят. кн. изд-во, 1989. – 52 с.
27. СанПиН 1.2.3685-21 «Гигиенические нормативы и требования к обеспечению безопасности и (или) безвредности для человека факторов среды обитания». – М.: Федеральная служба по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека, 2021. – 938 с.
28. US EPA. Risk assessment guidance for superfund volume I human health evaluation manual (Part A). – Washington: Office of Emergency and Remedial Response, U.S. Environmental Protection Agency, 1989. – 291 p.
29. US EPA. Supplemental guidance for developing soil screening levels for superfund sites. – Washington: Office of Emergency and Remedial Response, U.S. Environmental Protection Agency, 2002. – 106 p.
30. Р 2.1.10.1920-04. Руководство по оценке риска для здоровья населения при воздействии химических веществ, загрязняющих окружающую среду. – М.: Федеральный центр Госсанэпиднадзора Минздрава России, 2004. – 144 с.
31. Human exposure modelling for chemical risk assessment: a review of current approaches and research and policy implications / M. Fryer, C.D. Collins, H. Ferrier, R.N. Colville, M.J. Nieuwenhuijsen // *Environmental Science & Policy*. – 2006. – Vol. 9 (3). – P. 261–274.
32. Monte Carlo simulation-based health risk assessment of heavy metal soil pollution: a case study in the qixia mining area, China / C. Qu, K. Sun, S. Wang, L. Huang, J. Bi // *Human and Ecological Risk Assessment*. – 2012. – Vol. 18 (4). – P. 733–750.
33. RSL (Regional Screening Level). Generic Tables. – 2022. URL: <https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rslsgeneric-tables-November-2022> (дата обращения 10.04.2023).
34. Koedrith P., Seo Y.R. Advances in carcinogenic metal toxicity and potential molecular markers // *Int. J. Mol. Sci*. – 2011. – Vol. 12 (12). – P. 84–95.
35. Association between serum heavy metals and prostate cancer risk – a multiple metal analysis / J.T. Lim, Y.Q. Tan, L. Valeri, J. Lee, P.P. Geok, S.E. Chia, W.J. Seow // *Environment international*. – 2019. – Vol. 132. – Article ID: 105109.
36. Государственный доклад «О состоянии озера Байкал и мерах по его охране в 2019 году». – Иркутск: ИНЦХТ, 2020. – 374 с.
37. Журавлева М.А., Зубрев Н.И., Кокин С.М. Загрязнение полосы отвода // *Мир транспорта*. – 2016. – № 3. – С. 112–118.
38. Stancic Z., Fiket Z., Vuger A. Tin and antimony as soil pollutants along railway line – a case study from North-Western Croatia // *Environments*. – 2022. – Vol. 9. – № 1. – P. 10–30.
39. Limbeck A., Puls C. Particulate emissions from on-road vehicles // *Urban airborne particulate matter: origin, chemistry, fate and health impacts*. – Heidelberg: Springer-Verlag Berlin, 2011. – P. 63–76.

40. Environmental risk assessment and factors influencing heavy metal concentrations in the soil of municipal solid waste landfills / S. Wang, Z. Han, J. Wang, X. He, Z. Zhou, X. Hu // *Waste Management*. – 2022. – Vol. 139. – P. 330–340.
41. Wei J., Li H., Liu J. Heavy metal pollution in the soil around municipal solid waste incinerators and its health risks in China // *Environmental Research*. – 2022. – Vol. 203. – Article ID: 111871.
42. Occurrence, origin and risk assessment of trace metals measured in petroleum tank-farm impacted soils / O.O. Emoyan, B.O. Peretiemo-Clarke, G.O. Tesi, W. Adjerese, E. Ohwo // *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*. – 2021. – V. 30. – № 4. – P. 384–408.
43. Jeong H., Ryu J.S., Ra K. Characteristics of potentially toxic elements and multi-isotope signatures (Cu, Zn, Pb) in non-exhaust traffic emission sources // *Environmental Pollution*. – 2022. – Vol. 292. – Article ID: 118339.
44. Emission and transformation behavior of minerals and hazardous trace elements (HTEs) during coal combustion in a circulating fluidized bed boiler / B. Fu, G. Liu, M. Sun, J.C. Hower, M.M. Mian, D. Wu, G. Hu // *Environmental Pollution*. – 2018. – Vol. 242. – P. 1950–1960.
45. Characteristics and speciation of heavy metals in fly ash and FGD gypsum from Chinese coal-fired power plants / B. Fu, G. Liu, M.M. Mian, M. Sun, D. Wu // *Fuel*. – 2019. – Vol. 251. – P. 593–602.
46. Mor S., Vig N., Ravindra K. Distribution of heavy metals in surface soil near a coal power production unit: Potential risk to ecology and human health // *Environmental Monitoring and Assessment*. – 2022. – Vol. 194. – № 4. – P. 263–275.
47. Efunwole H.O., Raimi A.M., Orisadare O.A. Analysis of heavy metals in soils around a scrap metal recycling company in Ile-Ife, Osun State, Southwestern Nigeria // *Fountain Journal of Natural and Applied Sciences*. – 2020. – Vol. 9. – № 2. – P. 1–9.
48. Scrap metal deposits as potential sources of enhanced risk in soil and vegetation / K. Tumova, J. Szakova, J. Najmanova, P. Tlustos // *Polish J Environ Stud*. – 2020. – Vol. 29. – P. 841–852.
49. Orisadare O., Efunwole H., Raimi M. Analysis of heavy metals in soils around a scrap metal recycling company in Ile-Ife, Osun State, Southwestern Nigeria // *Fountain Journal of Natural and Applied Sciences*. – 2020. – Vol. 9. – № 2. – P. 12–24.
50. Health risk assessment of heavy metals in soil around metal scrap recycling areas during wet and dry seasons in Ogijo, Ogun State, SW Nigeria / K. Onanuga, O.N. Maitera, C. Milam, H.M. Olajire, V.N. Daniel // *International Research Journal of Pure and Applied Chemistry*. – 2023. – Vol. 24. – № 2. – P. 35–48.
51. Ghosh S.P., Maiti S.K. Evaluation of heavy metal contamination in roadside deposited sediments and road surface runoff: a case study // *Environmental earth sciences*. – 2018. – Vol. 77 (7). – P. 1–13.
52. Assessment of the enrichment of heavy metals in coal and its combustion residues / A. Altikulac, S. Turhan, A. Kurnaz, E. Goren, C. Duran, A. Hançerliogullari, F.A. Ugur // *ACS Omega*. – 2022. – № 7 (24). – Article ID: 21239.
53. Identifying sources and transport routes of heavy metals in soil with different land uses around a smelting site by GIS based PCA and PMF / R. Anaman, C. Peng, Z. Jiang, X. Liu, Z. Zhou, Z. Guo, X. Xiao // *Science of The Total Environment*. – 2022. – Vol. 823. – Article ID: 153759.
54. Characteristics of real-world non-exhaust particulates from vehicles / S. Mun, H. Chong, J. Lee, Y. Lim // *Energies*. – 2022. – Vol. 16. – № 1. – P. 177–194.
55. Геохимия окружающей среды / Ю.Е. Саег, Б.А. Ревич, Е.П. Янин, Р.С. Смирнова., Е.Л. Башаркевич, Т.Л. Онищенко, Л.Н. Павлова, Н.Я. Трефилова, А.И. Ачкасов, С.Ш. Саркисян. – М.: Недра, 1990. – 335 с.
56. Gabarron M., Faz A., Acosta J.A. Soil or dust for health risk assessment studies in Urban environment // *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. – 2017. – Vol. 73 (3). – P. 442–455.
57. Potentially toxic elements in urban topsoils and health risk assessment for the mining W–Mo center in the Baikal region / I. Timofeev, N. Shartova, N. Kosheleva, N. Kasimov // *Environmental geochemistry and health*. – 2020. – Vol. 42. – P. 221–240.
58. Pollution characteristics, sources, and health risk assessment of human exposure to Cu, Zn, Cd and Pb pollution in urban street dust across China between 2009 and 2018 / S. Hou, N. Zheng, L. Tang, X. Ji, Y. Li, X. Hua // *Environment International*. – 2019. – Vol. 128. – P. 430–437.

Информация об авторах

Дарья Геннадьевна Сычева, аспирант кафедры геохимии ландшафтов и географии почв МГУ имени М.В. Ломоносова, Россия, 119991, г. Москва, ул. Ленинские горы, 1. lmsu@yandex.ru; <http://orcid.org/0000-0001-8952-5820>

Наталья Евгеньевна Кошелева, доктор географических наук, профессор кафедры геохимии ландшафтов и географии почв МГУ имени М.В. Ломоносова, Россия, 119991, г. Москва, ул. Ленинские горы, 1. natalk@mail.ru; <http://orcid.org/0000-0002-7107-5718>

Поступила в редакцию: 24.05.2023

Поступила после рецензирования: 14.06.2023

Принята к публикации: 21.02.2024

REFERENCES

1. Engwa G.A., Ferdinand P.U., Nwalo F.N., Unachukwu M.N. Mechanism and health effects of heavy metal toxicity in humans. *Intechopen*, 2019, vol. 10, pp. 70–90.
2. Sonone S.S., Jadhav S., Sankhla M.S., Kumar R. Water contamination by heavy metals and their toxic effect on aquaculture and human health through food Chain. *Lett. Appl. NanoBioScience*, 2020, vol. 10, no. 2, pp. 2148–2166.
3. Alengebawy A., Abdelkhalek S.T., Qureshi S.R., Wang, M.Q. Heavy metals and pesticides toxicity in agricultural soil and plants: Ecological risks and human health implications. *Toxics*, 2021, vol. 9, no. 3, pp. 42–56.
4. Kasimov N.S. *Ecogeochemistry of landscapes*. Moscow, IP Filimonov M.V. Publ., 2013. 208 p. (In Russ.)

5. Chen L., Lai J., Tan K., Wang X., Chen Y., Ding J. Development of a soil heavy metal estimation method based on a spectral index: Combining fractional-order derivative pretreatment and the absorption mechanism. *Science of The Total Environment*, 2022, vol. 813, Article ID: 151882.
6. Wu Y., Li X., Yu L., Wang T., Wang J., Liu T. Review of soil heavy metal pollution in China: spatial distribution, primary sources, and remediation alternatives. *Resources, Conservation and Recycling*, 2022, vol. 181, Article ID: 106261.
7. Kasimov N.S., Vlasov D.V., Kosheleva N.E., Nikiforova E.M. *Geochemistry of landscapes of Eastern Moscow*. Moscow, APR Publ., 2016. 276 p. (In Russ.)
8. Li Y., Dong Z., Feng D., Zhang X., Jia Z., Fan Q., Liu K. Study on the risk of soil heavy metal pollution in typical developed cities in eastern China. *Scientific reports*, 2022, vol. 12, no. 1, Article ID: 3855.
9. Sah D., Verma P.K., Kandikonda M.K., Lakhani A. Pollution characteristics, human health risk through multiple exposure pathways, and source apportionment of heavy metals in PM10 at Indo-Gangetic site. *Urban Climate*, 2019, vol. 27, pp. 149–162.
10. Rovira J., Domingo J.L., Schuhmacher M. Air quality, health impacts and burden of disease due to air pollution (PM10, PM2.5, NO2 and O3): application of AirQ+ model to the Camp de Tarragona County (Catalonia, Spain). *Science of The Total Environment*, 2020, vol. 703, Article ID: 135538.
11. Vlasov D.V., Kukushkina O.V., Kosheleva N.E., Kasimov N.S. Levels and factors of the accumulation of metals and metalloids in roadside soils, road dust, and their PM10 fraction in the Western Okrug of Moscow. *Eurasian Soil Science*, 2022, vol. 55 (5), pp. 556–572.
12. Truong M.T., Nguyen L.S.P., Hien T.T., Pham T.D.H., Do T.T.L. Source apportionment and risk estimation of heavy metals in PM10 at a Southern Vietnam megacity. *Aerosol and Air Quality Research*, 2022, vol. 22 (8), Article ID: 220094.
13. Ubugunov V.L., Kashin V.K. *Heavy metals in horticultural soils and plants in Ulan-Ude*. Ulan-Ude, BNTS SO RAN Publ., 2004. 128 p. (In Russ.)
14. Korlyakov I.D., Kasimov N.S., Kosheleva N.E. Heavy metals and metalloids in the soil cover of the city of Ulan-Ude. *Bulletin of the Perm National Research Polytechnic University. Applied Ecology. Urbanistics*, 2019, vol. 35, no. 3, pp. 120–137. (In Russ.)
15. Sycheva D.G., Kosheleva N.E., Timofeev I.V. Pollution of the soil cover with compounds of metals, arsenic and antimony in the area of influence of the fuel and energy complex enterprise. *Theoretical and applied ecology*, 2022, no. 2, pp. 48–55. (In Russ.)
16. Sycheva D.G., Kosheleva N.E. Ecological and geochemical state of the soil cover of the city of Gusinoozersk in the zone of influence of the coal-fired power plant. *Eurasian Soil Sci*, 2022, no. 5, pp. 571–585. (In Russ.)
17. Kosheleva N.E., Nikiforova E.M., Timofeev I.V. Pollution with heavy metals and metalloids and the ecological state of soils in Severobaikalsk. *Eurasian Soil Sci*, 2022, no. 5, pp. 571–585. (In Russ.)
18. Ryabenko V.E., Sidorenko A.V., Florensov N.A. *Geology of the USSR. Vol. 35. Buryat ASSR. P. 1. Geological description*. Moscow, Nedra Publ., 1964. 628 p. (In Russ.)
19. Belozertseva I.A., Vladimirov I.N., Ubugunova V.I., Ubugunov V.L., Ekimovskaya O.A., Bardash A.V. Soils of the water protection zone of Lake Baikal and their use. *Geography and natural resources*, 2016, no. 5, pp. 70–82. (In Russ.)
20. Gerasimova M.I., Stroganova M.N., Mozharova N.V., Prokofieva T.V. *Anthropogenic soils: genesis, geography, reclamation*. Smolensk, Oikumena Publ., 2003. 268 p. (In Russ.)
21. *Ecological atlas of the Baikal basin*. Ed. by A.K. Tulokhonov. Irkutsk, V.B. Sochavy SB RAS Publ., 2015. 145 p. (In Russ.)
22. Bezrukova E.V., Belov A.V., Letunova P.P., Abzaeva A.A., Kulagina N.V., Fisher E.E., Orlova L.A., Sheifer E.V., Voronin V.I. Biostratigraphy of peat deposits and climate of the North-Western part of the mountain framing of Lake Baikal in the Holocene. *Geology and Geophysics*, 2008, vol. 49, no. 6, pp. 547–558. (In Russ.)
23. Demetriades A., Birke M. *Urban geochemical mapping manual: sampling, sample preparation, laboratory analysis, quality control check, statistical processing and map plotting*. Brussels, EuroGeoSurveys, 2015. 162 p.
24. Yudovich Ya.E., Ketris M.P. *Toxic elements-impurities in fossil coals*. Ekaterinburg, Ural Branch of the Russian Academy of Sciences Publ., 2005. 655 p.
25. Kasimov N.S., Vlasov D.V. Clarks of chemical elements as comparison standards in ecogeochemistry. *Vestnik Mosk. university Series Geography*, 2015, no. 2, pp. 7–17. (In Russ.)
26. Belogolov V.F. *Geochemical Atlas of Ulan-Ude*. Ulan-Ude, Buryat book publ. house, 1989. 52 p. (In Russ.)
27. SanPiN 1.2.3685-21 *Hygienic standards and requirements for ensuring the safety and (or) harmlessness of environmental factors for humans*. Moscow, Federal Service for Supervision of Consumer Rights Protection and Human Welfare Publ., 2021. 938 p. (In Russ.)
28. US EPA. *Risk assessment guidance for superfund volume I human health evaluation manual (Part A)*. Washington, Office of Emergency and Remedial Response, U.S. Environmental Protection Agency, 1989. 291 p.
29. US EPA. *Supplemental guidance for developing soil screening levels for superfund sites*. Washington, Office of Emergency and Remedial Response, U.S. Environmental Protection Agency, 2002. 106 p.
30. R 2.1.10.1920-04. *Guidelines for assessing the risk to public health from exposure to chemicals that pollute the environment*. Moscow, Federal Center of the State Sanitary and Epidemiological Surveillance of the Ministry of Health of Russia Publ., 2004. 144 p. (In Russ.)
31. Fryer M., Collins C.D., Ferrier H., Colvile R.N., Nieuwenhuijsen M.J. Human exposure modelling for chemical risk assessment: a review of current approaches and research and policy implications. *Environmental Science & Policy*, 2006, vol. 9 (3), pp. 261–274.
32. Qu C., Sun K., Wang S., Huang L., Bi J. Monte Carlo simulation-based health risk assessment of heavy metal soil pollution: a case study in the qixia mining area, China. *Human and Ecological Risk Assessment*, 2012, vol. 18 (4), pp. 733–750.
33. *RSL (Regional Screening Level). Generic Tables*. 2022. Available at: <https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rslsgeneric-tables-november-2022> (accessed 10 April 2023).
34. Koedrith P., Seo Y.R. Advances in carcinogenic metal toxicity and potential molecular markers. *Int. J. Mol. Sci*, 2011, vol. 12 (12), pp. 84–95.
35. Lim J.T., Tan Y.Q., Valeri L., Lee J., Geok P.P., Chia S.E., Seow W.J. Association between serum heavy metals and prostate cancer risk – a multiple metal analysis. *Environment international*, 2019, vol. 132, Article ID: 105109.

36. State report «On the state of Lake Baikal and measures for its protection in 2019». Irkutsk, INTSHT Publ., 2020. 374 p. (In Russ.)
37. Zhuravleva M.A., Zubrev N.I., Kokin S.M. Pollution of the right-of-way. *World of Transport*, 2016, no. 3, pp. 112–118. (In Russ.)
38. Stancic Z., Fiket Z., Vuger A. Tin and antimony as soil pollutants along railway line – a case study from North-Western Croatia. *Environments*, 2022, vol. 9, no. 1, pp. 10–30.
39. Limbeck A., Puls C. *Particulate emissions from on-road vehicles*. Berlin, Springer-Verlag, 2011. pp. 63–76.
40. Wang S., Han Z., Wang J., He X., Zhou Z., Hu, X. Environmental risk assessment and factors influencing heavy metal concentrations in the soil of municipal solid waste landfills. *Waste Management*, 2022, vol. 139, pp. 330–340.
41. Wei J., Li H., Liu J. Heavy metal pollution in the soil around municipal solid waste incinerators and its health risks in China. *Environmental Research*, 2022, vol. 203, Article ID: 111871.
42. Emoyan O.O., Peretiemo-Clarke B.O., Tesi G.O., Adjerese W., Ohwo E. Occurrence, origin and risk assessment of trace metals measured in petroleum tank-farm impacted soils. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 2021, vol. 30, no. 4, pp. 384–408.
43. Jeong H., Ryu J.S., Ra K. Characteristics of potentially toxic elements and multi-isotope signatures (Cu, Zn, Pb) in non-exhaust traffic emission sources. *Environmental Pollution*, 2022, vol. 292, Article ID: 118339.
44. Fu B., Liu G., Sun M., Hower J.C., Mian M.M., Wu D., Hu G. Emission and transformation behavior of minerals and hazardous trace elements (HTEs) during coal combustion in a circulating fluidized bed boiler. *Environmental Pollution*, 2018, vol. 242, pp. 1950–1960.
45. Fu B., Liu G., Mian M.M., Sun M., Wu D. Characteristics and speciation of heavy metals in fly ash and FGD gypsum from Chinese coal-fired power plants. *Fuel*, 2019, vol. 251, pp. 593–602.
46. Mor S., Vig N., Ravindra K. Distribution of heavy metals in surface soil near a coal power production unit: potential risk to ecology and human health. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2022, vol. 194, no. 4, pp. 263–275.
47. Efunwole H.O., Raimi A.M., Orisadare O.A. Analysis of heavy metals in soils around a scrap metal recycling company in Ile-Ife, Osun State, Southwestern Nigeria. *Fountain Journal of Natural and Applied Sciences*, 2020, vol. 9, no. 2, pp. 1–9.
48. Tumova K., Szakova J., Najmanova J., Tlustos P. Scrap metal deposits as potential sources of enhanced risk in soil and vegetation. *Polish J Environ Stud*, 2020, vol. 29, pp. 841–852.
49. Orisadare O., Efunwole H., Raimi M. Analysis of heavy metals in soils around a scrap metal recycling company in Ile-Ife, Osun State, Southwestern Nigeria. *Fountain Journal of Natural and Applied Sciences*, 2020, vol. 9, no. 2, pp. 12–24.
50. Onanuga K., Maitera O.N., Milam C., Olajire H.M., Daniel V.N. Health risk assessment of heavy metals in soil around metal scrap recycling areas during wet and dry seasons in Ogiyo, Ogun State, SW Nigeria. *International Research Journal of Pure and Applied Chemistry*, 2023, vol. 24, no. 2, pp. 35–48.
51. Ghosh S.P., Maiti S.K. Evaluation of heavy metal contamination in roadside deposited sediments and road surface runoff: a case study. *Environmental earth sciences*, 2018, vol. 77 (7), pp. 1–13.
52. Altikulac A., Turhan S., Kurnaz A., Goren E., Duran C., Hançerliogullari A., Ugur F.A. Assessment of the enrichment of heavy metals in coal and its combustion residues. *ACS Omega*, 2022, no. 7 (24), Article ID: 21239.
53. Anaman R., Peng C., Jiang Z., Liu X., Zhou Z., Guo Z., Xiao, X. Identifying sources and transport routes of heavy metals in soil with different land uses around a smelting site by GIS based PCA and PMF. *Science of The Total Environment*, 2022, vol. 823, Article ID: 153759.
54. Mun S., Chong H., Lee J., Lim Y. Characteristics of real-world non-exhaust particulates from vehicles. *Energies*, 2022, vol. 16, no. 1, pp. 177–194.
55. Saet Yu.E., Revich B.A., Yanin E.P., Smirnova R.S., Basharkevich E.L., Onishchenko T.L., Pavlova L.N., Achkasov A.I., Sargsyan S.Sh. *Geochemistry of the environment*. Moscow, Nedra Publ., 1990. 335 p. (In Russ.)
56. Gabarron M., Faz A., Acosta J. A. Soil or dust for health risk assessment studies in Urban environment. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 2017, vol. 73 (3), pp. 442–455.
57. Timofeev I., Shartova N., Kosheleva N., Kasimov N. Potentially toxic elements in urban topsoils and health risk assessment for the mining W–Mo center in the Baikal region. *Environmental geochemistry and health*, 2020, vol. 42, pp. 221–240.
58. Hou S., Zheng N., Tang L., Ji X., Li Y., Hua X. Pollution characteristics, sources, and health risk assessment of human exposure to Cu, Zn, Cd and Pb pollution in urban street dust across China between 2009 and 2018. *Environment International*, 2019, vol. 128, pp. 430–437.

Information about the authors

Daria G. Sycheva, Postgraduate Student, Lomonosov Moscow State University, 1, Leninskie Gory street, Moscow, 119991, Russian Federation. lmsu@yandex.ru; <http://orcid.org/0000-0001-8952-5820>

Natalia E. Kosheleva, Dr. Sc., Professor, Lomonosov Moscow State University, 1, Leninskie Gory street, Moscow, 119991, Russian Federation. natalka@mail.ru; <http://orcid.org/0000-0002-7107-5718>

Received: 24.05.2023

Revised: 14.06.2023

Accepted: 21.02.2024