Трансформация экосистем
Ecosystem Transformation

ISSN 2619-0931 Online
www.ecosysttrans.com

DOI: https://doi.org/10.23859/estr-251128
EDN: https://elibrary.ru/xhnjnv
УДК 504.75.05:504.064.2

Научная статья

Ртуть в волосах жителей г. Иркутска: уровни накопления и термодесобционные формы

Е.С. Луцкин*, Е.О. Савостьянова

Лимнологический институт СО РАН, 664033, Россия, г. Иркутск, ул. Улан-Баторская, д. 3

**lutskin2000@mail.ru*

Аннотация. Представлены результаты биомониторинга ртути (Hg) в волосах 217 жителей г. Иркутска, выполненного методом прямого термического анализа и ступенчатого термосканирования на приборе РА-915Лаб. Диапазон концентраций Hg составил 0.010–1.873 мкг/г при среднем значении 0.235 мкг/г и медиане 0.165 мкг/г. У 97.5% участников содержание Hg не превышало 1 мкг/г, что свидетельствует об относительно низком риске хронического воздействия для большинства населения. Показано, что ключевыми факторами повышения концентрации Hg являются частое потребление рыбы и окрашивание волос, тогда как вклад курения, эпизодического бытового контакта с ртутью и регулярного использования косметики статистически не значимы. С помощью термодесорбционного анализа определено, что 70–85% общего количества ртути приходится на диапазон 240–400 °C, соответствующий преимущественно органическим формам ртути, включая метилруть. В образцах с высокими концентрациями выявлена двухпиковая структура температурных профилей, интерпретируемая как перераспределение части Hg в более устойчивые комплексы с матрицей волоса. Полученные результаты подтверждают ведущую роль пищевого пути поступления Hg и указывают на возможность использования ступенчатого термосканирования как инструмента качественной оценки нахождения форм ртути в волосах человека.

Ключевые слова: THg, MeHg, пути поступления Hg, воздействие на организм, биомониторинг, анкетирование, температурные профили, Байкальский регион

Финансирование. Исследование выполнено в рамках государственного задания Лимнологического института FWSR-2026-0017 «Исследование составляющих углеродного цикла, биогенных элементов и других химических веществ в природных объектах Байкальского региона в условиях изменения климата и антропогенных нагрузок».

ORCID:
Е.С. Луцкин, https://orcid.org/0009-0007-4078-2165
Е.О. Савостьянова, https://orcid.org/0009-0001-1078-6284

Для цитирования: Луцкин, Е.С., Савостьянова, Е.О., 2026. Ртуть в волосах жителей г. Иркутска: уровни накопления и термодесобционные формы. *Трансформация экосистем* **9** (3), 46–63. https://doi.org/10.23859/estr-251128

Поступила в редакцию: 28.11.2025
Принята к печати: 28.02.2026
Опубликована онлайн: 22.08.2026

DOI: https://doi.org/10.23859/estr-251128
EDN: https://elibrary.ru/xhnjnv
UDC 504.75.05:504.064.2

Article

Mercury in hair of Irkutsk residents: accumulation levels and thermodesorption forms

E.S. Lutskin*, E.O. Savostyanova

Limnological Institute, Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences, Ulan-Batorskaya St., Irkutsk, 3664033 Russia

**lutskin2000@mail.ru*

Abstract. This study presents the results of mercury (Hg) biomonitoring in hair samples from 217 residents of Irkutsk, obtained using direct thermal analysis and stepwise thermoscanning with a RA-915Lab analyzer. Hair Hg concentrations ranged from 0.010 to 1.873 μg/g, with a mean of 0.235 μg/g and a median of 0.165 μg/g. In 97.5% of participants, Hg levels did not exceed 1 μg/g, indicating a relatively low risk of chronic exposure for the majority of the population. Frequent fish consumption and hair dyeing were identified as the key factors associated with elevated Hg levels, whereas the effects of smoking, episodic household contact with mercury, and regular cosmetic use were not statistically significant. Thermodesorption analysis showed that 70–85% of total Hg is released within the 240–400 °C interval, which is predominantly associated with organic Hg species, including methylmercury. In samples with high Hg concentrations, a two-peak temperature profile was observed and interpreted as a redistribution of part of the Hg into more thermally stable complexes with the hair matrix. Overall, these results support the leading role of dietary intake in Hg exposure and suggest that stepwise thermoscanning can serve as a qualitative tool for assessing mercury forms in human hair.

Keywords: THg, MeHg, Hg exposure pathways, effects on the organism, biomonitoring, questionnaire survey, temperature profiles, Baikal region

Funding. This study was carried out within the framework of the state assignment of the Limnological Institute FWSR-2026-0017 "Investigation of the components of the carbon cycle, biogenic elements and other chemical substances in natural objects of the Baikal region under conditions of climate change and anthropogenic load".

ORCID:
E.S. Lutskin, https://orcid.org/0009-0007-4078-2165
E.O. Savostyanova, https://orcid.org/0009-0001-1078-6284

To cite this article: Lutskin, E.S., Savostyanova, E.O., 2026. Mercury in hair of Irkutsk residents: accumulation levels and thermodesorption forms. *Ecosystem Transformation* **9** (3), 46–63. https://doi.org/10.23859/estr-251128

Received: 28.11.2025
Accepted: 28.02.2026
Published online: 22.08.2026

Введение

Ртуть (Hg) –химический элемент, присутствующий во всех компонентах окружающей среды и имеющий свои естественные геохимические циклы, которые до сих пор не изучены полностью (Driscoll et al., 2013; Pavithra et al., 2023). Ртуть и ее соединения, попадая в атмосферу от антропогенных или естественных источников, осаждаются как вблизи источников загрязнения, так и на большом расстоянии от них (Pacyna et al., 2006; Pirrone et al., 2009). Наиболее распространенной формой в атмосферном воздухе является газообразная элементарная ртуть (Hg^0), на долю которой приходится от 90 до 98% общего содержания; при этом время жизни Hg^0 оценивается различными исследователями от нескольких месяцев до 2 лет (Horowitz et al., 2017; Lamborg et al., 2002). Поступая из атмосферы в водные экосистемы, часть ртути под воздействием микроорганизмов трансформируется в метилртуть (MeHg), которая даже в малых дозах гораздо токсичнее элементарной ртути (Clarkson and Magos, 2006; Dietz et al., 2013). MeHg накапливается в водных организмах и передается по пищевым цепям, подвергаясь биомагнификации, в результате чего наиболее высокие уровни этого элемента отмечаются у организмов верхних трофических звеньев, включая человека (Lehnherr, 2014). Во время беременности MeHg проникает через плацентарный барьер и передается от матери к развивающемуся плоду, накапливаясь в его организме и достигая высоких концентраций (Houston, 2011). Ртуть признана глобальным загрязнителем вследствие ее токсичности, мобильности и способности накопления в окружающей среде[1].

Известно, что соединения ртути оказывают неблагоприятное воздействие на различные органы и системы организма человека (Dórea, 2020). Даже относительно низкие дозы MeHg и неорганических соединений Hg могут приводить к нарушениям функций мозга – когнитивным, моторным, неврологическим расстройствам (речи, внимания, памяти, координации) (Rodier, 1995). Все больше данных свидетельствует о том, что воздействие Hg и её соединений связано с повышенным риском сердечно-сосудистых заболеваний (Genchi et al., 2017; Hu et al., 2021), включая артериальную гипертензию и сахарный диабет, которые рассматриваются как важные факторы сердечно-сосудистого риска (Hu et al., 2018). Hg, обладая высоким сродством к сульфгидрильным группам в составе белков и ферментов (Roy et al., 2017), может приводить к нарушению их структуры и функции. Одним из основных механизмов токсического воздействия ртути является оксидативный стресс и связанное с ним воспаление, которое способствует эндотелиальной и почечной дисфункции, а также ведет к нарушению функции селеновых ферментов (Houston, 2011). Эти процессы, по данным экспериментальных медицинских исследований, могут играть важную роль в формировании сердечно-сосудистых патологий, включая атеросклероз, ишемическую болезнь сердца, инфаркт миокарда и инсульт (Yoshizawa et al., 2002). Подробная картина воздействия ртути на человека представлена на Рис. 1.

Основным источником поступления ртути в организм человека является пища (Mozaffarian and Rimm, 2006), при этом наиболее значимый вклад дает потребление рыбы и морепродуктов, а в некоторых регионах Азии – также риса (Sheehan et al., 2014; Zhao et al., 2019). Для населения Российской Федерации основной источник Hg – рыба и рыбопродукты. Известно, что в мышечной ткани рыбы более 99% общей ртути приходится на MeHg (Bloom, 1992). Около 95% метилртути, поступившей с рыбой, абсорбируется в желудочно-кишечном тракте человека, после чего распределяется по органам и накапливается в том числе в ороговевших тканях – волосах и ногтях (Clarkson et al., 2007; Mergler et al., 2007). Поэтому анализ волос широко применяется для биомониторинга хронического воздействия ртути (Basu et al., 2018).

[1] World Health Organization. Environmental Health Criteria 101: Methylmercury, 1990. World Health Organization, International Programme on Chemical Safety, Geneva, Switzerland, 144 p.

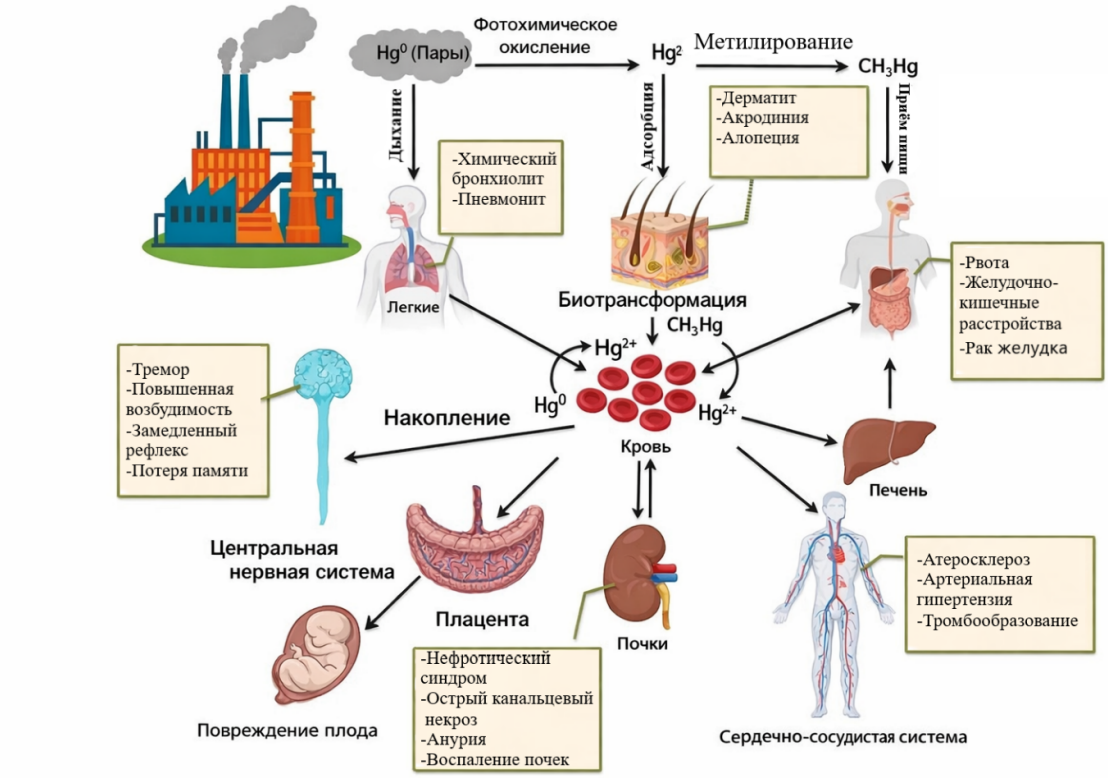

Рис. 1. Воздействие ртути на организм человека (Priyadarshanee et al, 2022).

На международном уровне до сих пор отсутствует единый универсальный норматив содержания ртути в волосах человека. Однако ведущие организации в области медицины, охраны здоровья и окружающей среды разработали ориентировочные критерии для оценки риска хронического воздействия Hg по уровню ее накопления в волосах. Эти значения различаются в зависимости от целевой группы населения, длительности воздействия и уровня чувствительности (Табл. 1).

Наиболее часто используемый в международной практике порог составляет 1.0 мкг/г; он был предложен Агентством по охране окружающей среды США как референсный уровень, при превышении которого может возрастать вероятность развития хронических токсических эффектов. Для сравнения результатов различных исследований часто требуется пересчитать содержание ртути в волосах в эквивалентное содержание в крови; при этом используется стандартное соотношение волос/кровь 1:250, установленное ВОЗ (Budtz-Jørgensen et al., 2004).

В большинстве исследований для волос определяется общее содержание Hg, тогда как основная ее доля (80–95%) обычно представлена MeHg (George et al., 2010). Однако одного показателя общей Hg не всегда достаточно для интерпретации путей поступления ртути в организм и характера ее воздействия, поскольку соотношение органических и неорганических форм может различаться в зависимости от источника экспозиции. В связи с этим дополнительный интерес представляет термодесорбционный анализ, позволяющий получить качественную характеристику форм нахождения Hg в волосах. Например, у людей, не потребляющих рыбу, но хронически вдыхающих пары Hg, общее содержание Hg в волосах может быть умеренным, однако пропорция неорганической ртути заметно выше среднего. Обратная ситуация возможна при поступлении только с пищей или вместе с косметическими средствами: тогда почти вся Hg будет представлена в виде MeHg (Koenigsmark et al., 2021; Suárez-Criado et al., 2023). Поэтому анализ различных форм ртути в волосах позволяет уточнять источник и характер воздействия Hg.

Целью данной работы стала оценка содержания ртути в волосах жителей г. Иркутска и качественная характеристика термодесорбционных форм ртути. Помимо определения общей концентрации Hg методом прямого термического анализа, в части проб проведено поэтапное термосканирование с регистрацией температурных профилей десорбции.

Табл. 1. Ориентировочные пороговые значения содержания ртути в волосах человека по данным международных организаций и национальных ведомств.

Страна / организация	Показатель или статус	Целевая группа	Норматив, мкг/г
США / US EPA[2]	Референсный уровень	Общее население	1.0
ООН / FAO/WHO JECFA[3]	Рекомендованное значение	Общее население	2.3
		Женщины репродуктивного возраста	0.58
Канада / Health Canada[4]	Допустимый уровень (эквивалент крови)	Взрослые	5.0
	Пороговый уровень для детей и женщин репродуктивного возраста (эквивалент крови)	Дети и женщины репродуктивного возраста	2.0
Россия / Минприроды РФ[5]	Ориентировочный фоновый уровень	Население без профессионального контакта	0.5–1.0
	Допустимый биологический уровень		5.0

Материалы и методы

В исследовании приняли участие 217 человек: 155 женщин и 62 мужчины в возрасте от 14 до 76 лет. Исследование проходило в г. Иркутске с ноября 2024 г. по сентябрь 2025 г. Каждый участник заполнил анкету, в которой указывались пол, возраст, место жительства, частота потребления рыбы, использование косметических средств, а также наличие эпизодов случайного (например, разбитый термометр) и профессионального контакта с ртутью.

Участники были разделены на 4 группы по возрасту: < 18 лет, 18–29 лет, 30–44 года и ≥ 45 лет. Потребление рыбы классифицировалось по частоте: менее одного раза в месяц, 1–2 раза в месяц, один раз в неделю и несколько раз в неделю. По использованию косметики выделялись три категории: не используют, редкое применение (реже 3 раз в неделю) и частое применение (≥ 3 раз в неделю). Аналогичная классификация использовалась для окрашивания волос: «не окрашивали», «редко» (эпизодические окрашивания ≤ 1 раза в год) и «часто» (регулярное окрашивание не реже одного раза в 2–3 месяца). Участники также отвечали на вопрос о текущем статусе курения (курильщик/некурящий). Анкета не включала наличие/отсутствие амальгамных пломб; вопросы об этом планируется включить в обновленную версию анкеты в последующих исследованиях.

Для анализа отбирали пряди волос толщиной несколько миллиметров с затылочной части головы в соответствии с рекомендациями ВОЗ[6]. Для определения содержания ртути отрезали

[2] U.S. Environmental Protection Agency. Methylmercury (MeHg) (CASRN 22967-92-6). Integrated Risk Information System (IRIS). Интернет-ресурс. URL: https://www.epa.gov/iris (дата обращения: 20.11.2025).

[3] Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA). Evaluation of certain food additives and contaminants. Sixty-seventh report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives, 2006. World Health Organization, Geneva, Switzerland.

[4] Evaluation of the effectiveness of risk management measures for mercury, 2020. Интернет-ресурс. URL: https://www.canada.ca/en/environment-climate-change/services/management-toxic-substances/evaluation-effectiveness-risk-management-measures-mercury/mercury-human-health.html (дата обращения: 20.11.2025).

[5] Критерии оценки экологической обстановки территорий для выявления зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия: методика, 1992. Минприроды России, Москва, Россия, 189 с.

[6] United Nations Environment Programme; World Health Organization. Guidance for identifying populations at risk from mercury exposure, 2008. Интернет-ресурс. URL: https://www.who.int/foodsafety/publications/risk-mercury-exposure/en/ (дата обращения: 20.11.2025).

часть пряди от корня длиной около 2 см. Образцы волос были упакованы в индивидуальные бумажные конверты и хранились в пластиковых пакетах при комнатной температуре.

Анализ содержания ртути в волосах проводился на приборе РА-915Лаб (Люмэкс, Россия) методом атомно-абсорбционной спектрометрии с Зеемановской коррекцией фона. Метод основан на измерении поглощения резонансного излучения атомарной ртути на длине волны 254 нм. Измерение массовой доли ртути в исследуемых пробах выполнялось согласно методике измерений ПУ 92-2024[7]. Градуировку устанавливали по серии из 7 водных градуировочных растворов массовой концентрации ртути от 0.01 до 10 мг/дм^3. В качестве исходных стандартов использовали государственные стандартные образцы водных растворов ионов ртути ГСО 8004-93 и ГСО 7879-2001. Близких по матрице стандартов, содержащих метилртуть, в работе не использовали ввиду их отсутствия. Приемлемость градуировочной характеристики контролировали по критериям ПУ 92-2024: $r \geq 0.99$ и относительные отклонения в точках ≤ 10 %. В качестве контроля правильности измерений применяли сертифицированный образец состава СДПС-3. Для определения валового содержания Hg использовали навески волос массой 20–100 мг. Для ступенчатого термосканирования использовали навески волос 100 мг, чтобы обеспечить достаточную массу Hg в пробе и повысить точность регистрации распределения ртути по температурным интервалам. Параллельные результаты находились в допустимом расхождении в 15% для всех образцов.

Статистическую обработку данных выполняли с использованием непараметрического подхода. Нормальность распределения концентраций Hg в волосах проверяли критерием Шапиро–Уилка, для исходных значений Hg нормальность отвергнута ($W = 0.604$; $p = 2.43 \times 10^{-16}$). В связи с этим для сравнения двух независимых групп применяли U-критерий Манна–Уитни, для трех и более независимых групп – H-критерий Краскела–Уоллиса. Уровень статистической значимости принимали $p < 0.05$. Данные представлены в виде диаграммы размаха.

Для количественного определения общего содержания ртути использовался режим термического разложения при температуре 850 °C. Для термосканирования было отобрано 15 образцов волос, представляющих три группы по уровню концентрации ртути: ниже среднего, вблизи среднего и выше среднего значения в выборке. В этих пробах применялся программируемый ступенчатый нагрев. Программа термосканирования включала 10 этапов с постепенным увеличением температуры (Табл. 2).

Выбранная программа термосканирования обеспечивает пошаговое нагревание пробы от 125 до 850 °C с фиксированными интервалами времени и постоянным расходом газа-носителя. Такая схема позволяет дифференцировать широкий спектр форм ртути по их термической ста-

Табл. 2. Программа для проведения термосканирования проб волос жителей г. Иркутска; Q – расход газа-носителя.

Этап	Продолжительность интервала, с	Температура атомизатора, °C	Q, л/мин
Начальный	0	0–125	1
1	120	125–150	1
2	120	150–200	1
3	120	200–250	1
4	120	250–300	1
5	120	300–350	1
6	120	350–400	1
7	120	400–500	1
8	120	500–600	1
9	120	600–700	1
10	120	700–850	1

[7] Практические рекомендации по определению содержания ртути в биоматериалах с использованием анализатора ртути лабораторного РА-915Лаб (ПУ 92-2024), 2024. Люмэкс-Маркетинг, СПб, Россия, 18 с.

бильности. В настоящей работе интерпретация термопрофилей проводилась преимущественно в диапазоне от 0 до 450 °C, поскольку именно в этом интервале для исследованных проб волос регистрировалось высвобождение общего количества Hg.

Следует подчеркнуть, что в работе термосканирование используется как инструмент сопоставления температурных профилей высвобождения Hg из матрицы проб волос. Прямая привязка температурных максимумов к конкретным формам Hg требует дальнейших исследований с использованием образцов волос с известным качественным составом и постановки отдельных контрольных экспериментов по моделированию включения различных форм Hg в матрицу волос. Такая методическая верификация трудоемка и выходит за рамки настоящей работы. Насколько нам известно, подобный подход ступенчатого термосканирования волос с анализом температурных профилей в литературе описан ограниченно, и полученные данные задают основу для последующей методической верификации и обсуждения в научном сообществе.

Результаты

Концентрация ртути в волосах жителей г. Иркутска находилась в диапазоне от 0.010 до 1.873 мкг/г. Средняя концентрация составила 0.235 мкг/г, медиана – 0.165 мкг/г, Q_{25}– Q_{75} – 0.096–0.281 мкг/г. У большинства населения уровень ртути в волосах был ниже 1 мкг/г. У 2.5% участников была отмечена концентрация ртути, превышающая 1 мкг/г (Рис. 2).

Во всех возрастных группах медианные значения концентрации Hg были ниже 0.30 мкг/г, однако характер распределений существенно различался в зависимости от возраста. Минимальные уровни отмечены у лиц до 18 лет, далее медианные концентрации возрастают и достигают максимума в группе 35–55 лет, где также наблюдается наибольшая вариабельность значений, включая единичные случаи >1 мкг/г. У участников старше 55 лет медианный уровень несколько снижается, однако разброс концентраций остается повышенным по сравнению с младшими группами. В целом возрастные профили указывают на нарастающее накопление Hg до середины

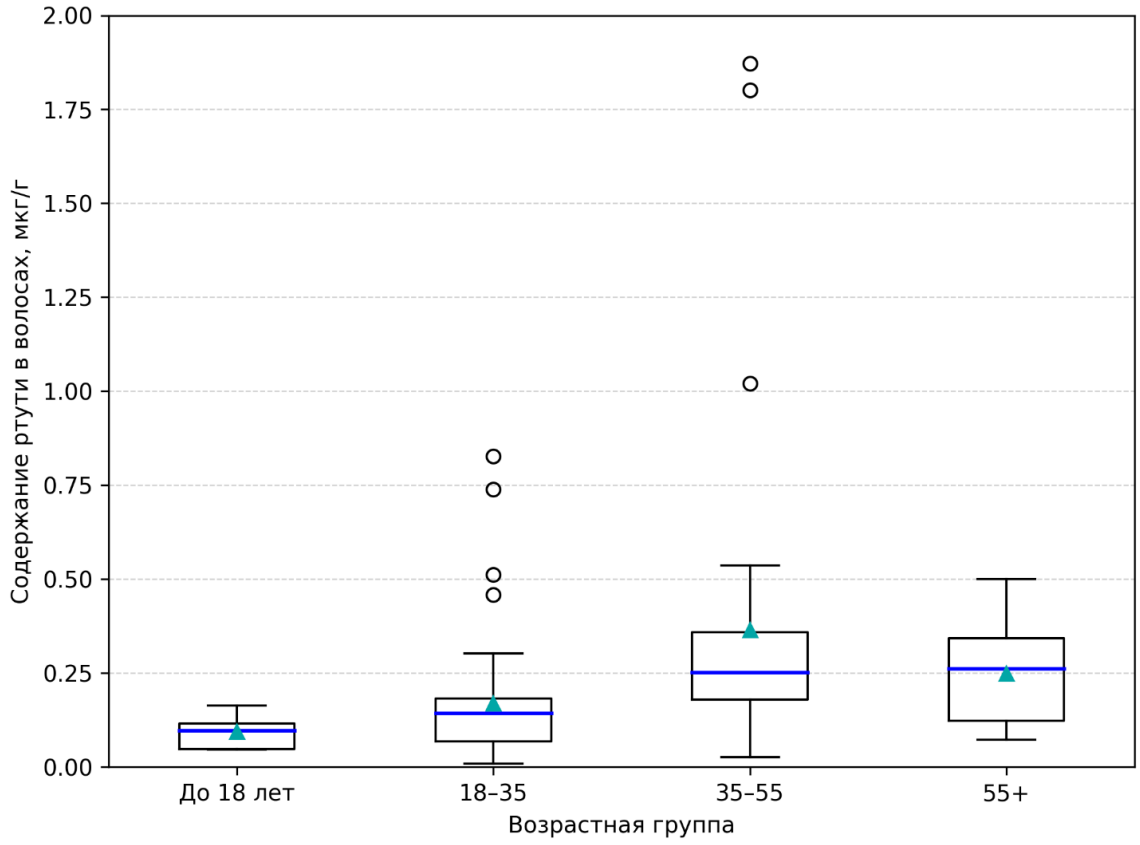

Рис. 2. Диаграмма размаха содержания ртути в волосах жителей г. Иркутска по возрастам. Горизонтальная линия внутри ящика – медиана, границы ящика – 25-й и 75-й перцентили (Q1–Q3), «усы» – значения в пределах 1.5 межквартильных размахов (IQR), отдельные кружки – выбросы. Треугольники обозначают среднее арифметическое.

трудоспособного возраста с последующим снижением медианного уровня, но с сохранением высокой вариабельности у старших участников.

Далее представлена подробная картина содержания Hg в волосах на основе анкетирования 217 человек (Табл. 3). Для каждой подгруппы указана средняя концентрация Hg в волосах и доля участников с уровнями ниже 0.5 мкг/г, в диапазоне 0.5–1.0 мкг/г и выше 1 мкг/г.

Средние концентрации ртути в волосах мужчин и женщин близки; при этом у мужчин чаще встречаются значения ниже 0.5 мкг/г, тогда как у женщин выше доля фонового уровня 0.5–1.0 мкг/г. Доля высоких значений > 1 мкг/г остается сопоставимой в обеих группах.

Табл. 3. Средняя концентрация ртути в волосах жителей г. Иркутска и оценка категорий риска для здоровья человека.

Фактор (N – выборка)	Средняя концентрация ртути в волосах, мкг/г	Доля участников с различным содержанием Hg в волосах, %		
		< 0.5 мкг/г (ниже фонового содержания, минимальный риск)	0.5–1.0 мкг/г (ниже фонового содержания, минимальный риск)	> 1.0 мкг/г (превышение референсного уровня US EPA)
Мужчины (62)	0.197	92.3	3.8	3.8
Женщины (155)	0.233	86.0	10.5	3.5
Потребление рыбы				
< 1 раза в месяц (149)	0.117	92.6	7.4	0
1–2 раза в месяц (29)	0.316	93.8	0	6.2
> 1 раза в неделю (39)	0.396	85.7	4.8	9.5
Курение				
Некурящие (204)	0.235	91.9	5.4	2.7
Курящие (13)	0.227	85.7	14.3	0
Бытовой контакт с ртутью				
Был контакт (90)	0.216	93.9	6.1	0
Не было (127)	0.247	90.0	5.0	5.0
Использование косметических средств				
Не используют (101)	0.217	89.1	9.1	1.8
Редко (59)	0.221	93.8	6.2	0
Часто (57)	0.255	93.5	0.0	6.5
Окрашивание волос				
Не окрашивали (88)	0.226	91.7	8.3	0.0
Редко (53)	0.183	94.3	1.9	3.8
Часто (17)	0.278	82.4	11.8	5.9

Наиболее выраженные различия связаны с потреблением рыбы. В группе с редким или отсутствующим потреблением средняя концентрация минимальна; ни у одного участника этой группы не выявлено значений > 1 мкг/г. При увеличении частоты до 1–2 раз в месяц и ≥1 раза в неделю средний уровень Hg возрастает в 2.7 и 3.4 раза соответственно. Частота потребления рыбы была статистически связана с уровнем Hg в волосах ($H = 19.33$, $p = 6.34 \times 10^{-5}$).

По фактору курения существенных различий не наблюдается. Доля значений > 1 мкг/г у некурящих невелика, а среди курящих в данной выборке таких случаев не зафиксировано (стоит отметить, что в выборке курящих всего 13 человек). Аналогично, наличие бытового контакта с ртутью (разбитые ртутные градусники) не приводит к заметному росту средних концентраций и не сопровождается случаями превышения 1 мкг/г в этой подгруппе. По данным анкетирования случаев профессионального контакта с ртутью не зарегистрировано. Для факторов «курение» ($U = 365.0$, $p = 0.695$) и «бытовой контакт с ртутью» ($U = 1034.5$, $p = 0.801$) статистически значимых различий не выявлено.

По фактору использования косметических средств различия между группами были слабо выражены: при редком использовании средний уровень Hg практически не менялся, а при частом – возрастал лишь примерно в 1.2 раза по сравнению с группой, не использующей косметику. Доля участников с концентрацией Hg > 1 мкг/г при частом использовании косметических средств также увеличивалась в 3.6 раза. Однако статистически значимых различий для этого фактора не выявлено ($H = 0.004$, $p = 0.950$).

Для лиц с различной частотой окрашивания волос различия были выражены сильнее. При редком окрашивании средний уровень Hg был ниже, при частом – выше. По сравнению с группой редкого окрашивания средняя концентрация Hg возрастала примерно в 1.5 раза, а доля значений > 1 мкг/г – примерно в 1.6 раза. Для частоты окрашивания волос отмечалась тенденция к различиям между группами ($H = 4.36$, $p = 0.113$).

Обсуждение

Полученные результаты демонстрируют, что уровень накопления ртути в волосах жителей г. Иркутска (среднее 0.235 мкг/г, медиана 0.165 мкг/г) находится ниже референсных значений, рекомендованных международными организациями (1.0 мкг/г по EPA США и 2.3 мкг/г по JECFA), а также ниже ориентировочного диапазона 0.5–1.0 мкг/г, приводимого в российских методических документах для населения без профессионального контакта с ртутью. Это указывает на относительно низкий риск хронического воздействия Hg для большинства населения города. Однако у 2.5% участников концентрация превысила 1 мкг/г, что требует внимания, особенно в контексте возрастных и поведенческих факторов.

Сравнение полученных результатов с другими регионами Российской Федерации показывает, что уровни содержания ртути в волосах в Иркутске сопоставимы или ниже. Например, в Зауральской зоне Башкортостана медиана составила 0.072 мкг/г для мужчин и 0.122 мкг/г для женщин, с повышенным риском у 13.2% взрослых, что ниже, чем в Иркутске (Рафикова и др., 2019). В Вологодской области средняя концентрация выше – 0.445 мкг/г (медиана 0.220 мкг/г), с вариацией по районам: ниже в промышленных городах (0.297 мкг/г в Череповце) и выше в сельских западных районах (до 0.884 мкг/г), где преобладает потребление рыбы (Rumiantseva et al., 2022). Для группы беременных женщин Северо-Запада РФ также отмечена связь увеличения уровня Hg в волосах с частотой и объемом потребления рыбы: ее среднее содержание в волосах составило 0.428 мкг/г (в диапазоне от 0.018 до 3.1 мкг/г), при этом у 22% женщин показатели ртути превышали 0.58 мг/кг, что считается опасным для плода (Rumiantseva et al., 2024). В Крыму уровни варьируют по географическим зонам: низкие в центральных сельскохозяйственных территориях (min = 0.033 мкг/г, max = 0.072 мкг/г), выше – на востоке (min = 0.178 мкг/г, max = 0.312 мкг/г) и юге (min = 0.134 мкг/г, max = 0.505 мкг/г) районах, что сопоставимо с Иркутском (Евстафьева и др., 2017).

На глобальном уровне показатели Иркутска ниже, чем в регионах с высоким потреблением рыбы или в загрязненных ртутью районах. Например, в прибрежных районах Индии средняя концентрация ртути в волосах составляет 0.49–0.80 мкг/г, что связано с повышенным потреблением рыбы (Gibb et al., 2016). В Италии этот показатель достигает 0.638 мкг/г у городского населения с регулярным потреблением рыбы (Diez et al., 2008). В развивающихся странах с кустарной золотодобычей, таких как Колумбия (Olivero-Verbel et al., 2016), уровни в волосах жителей золотодобывающих районов – 1.56 мкг/г. В Иране концентрации составляют 1.56–5.12 мкг/г в зависимости от города и частоты потребления морепродуктов (Okati and Esmaili-Sari, 2018).

Переходя от общих закономерностей к анализу конкретных случаев превышения, мы рассматриваем возможности термосканирования как инструмента уточнения характера воздействия. В нашем исследовании дополнительный термодесорбционный анализ был проведен для образцов с низким, средним и повышенным содержанием общей Hg.

Для группы с низкой концентрацией ртути в волосах не удается выявить явно выраженных закономерностей температурных профилей. В тех случаях, когда суммарный сигнал выражен, максимум приходится на диапазон 280–360 °C (Рис. 3). Низкотемпературная область 100–240 °C дает не более 3–8% сигнала. В интервале 240–280 °C проявляется 9–14% сигнала и формируется нарастающее плечо основного пика. В диапазоне 280–360 °C находится максимум суммарного сигнала – 45% Температурная зона в 360–400 °C дает порядка 20–27%, а зона в 400–450 °C — ещё 13–16% сигнала, что соответствует его финальному затуханию (снижение основного пика без появления дополнительных выраженных максимумов); таким образом, дополнительного вклада новых форм Hg здесь нет.

Для группы с низкой концентрацией ртути ее суммарная доля, выделяющаяся в интервале 240–400 °C, составляет около 80% от общего количества Hg. По порядку величины это сопоставимо с литературными данными о преобладании органических форм Hg в волосах, включая метилртуть (Berglund et al., 2005; George et al., 2010). Поэтому данный температурный диапазон может быть предварительно интерпретирован как область преимущественного выделения органической (MeHg-ассоциированной) фракции Hg.

Характерные температурные профили для группы с концентрациями Hg, близкому к среднему значению по исследованию, приведены на Рис. 4. В зоне 100–240 °C выделяется суммарно 5–23% от общего количества Hg (в среднем 17%). В интервале 240–280 °C выделяется 5–20% Hg (в среднем 14 %), соответствуя началу основного пика. Основная доля Hg высвобождается в интервале 280–360 °C (около 45–50 % от общего количества Hg), при этом вклад этой зоны заметно варьируется между пробами и в отдельных случаях достигает 75–80 % (0.268 мкг/г), что соответствует более узкому и высокому максимуму термопрофиля. В интервале 360–400 °C дополнительно выделяется порядка 10–20% Hg (в среднем ~14%). В диапазоне 400–450 °C выделяется, как правило, не более 5–10 % Hg (в одном профиле вклад близок к нулю). Графики монотонно снижаются к нулю без формирования дополнительных локальных максимумов, поэтому данный участок рассматривается как финальная стадия основного процесса термодесорбции, а не как проявление отдельной температурной фракции Hg.

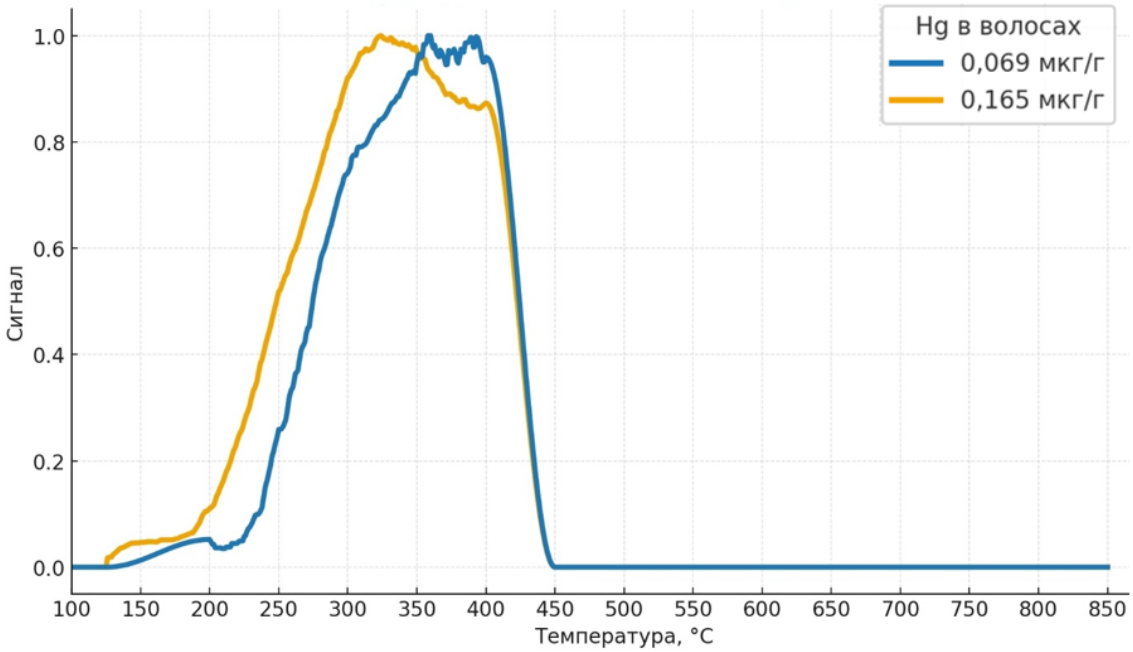

Рис. 3. Температурные профили Hg в пробах волос с концентрациями ниже среднего значения по исследованию.

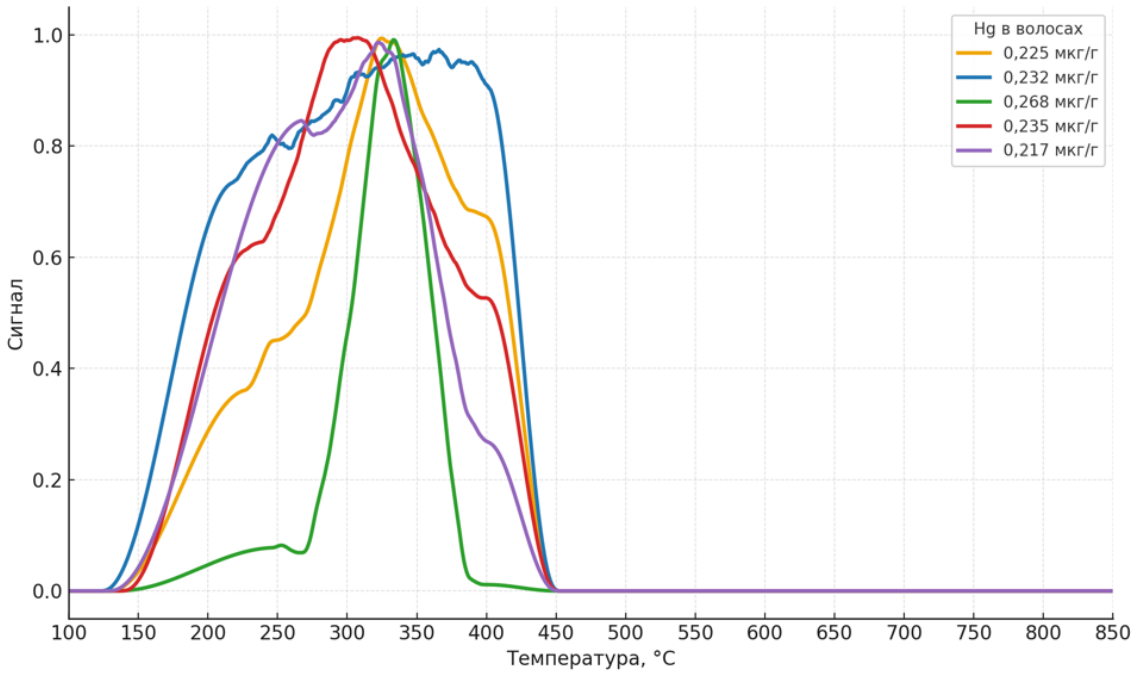

Рис. 4. Температурные профили Hg в пробах волос с концентрациями, близкими к среднему значению по исследованию.

В сумме интервал 240–400 °C обеспечивает ~75–80% общего количества Hg по группе (min – 66%, max – 94%), а интервал 240–450 °C – ~80–85% (до ~95% для пробы с концентрацией Hg 0.268 мкг/г).

Характерные температурные профили для группы с концентрациями Hg выше среднего значения по исследованию приведены на Рис. 5. Низкотемпературная область 100–240 °C дает 10–30% общего количества Hg. На интервал температуры в 240–280 °C приходится еще примерно 10–20% Hg. Основной максимум выделения общего количества Hg по-прежнему локализуется в диапазоне 280–340 °C; обеспечивая около 40–55% Hg. У участника с максимальной концентрацией (1.801 мкг/г) вклад достигает 63%, что согласуется с узким и высоким пиком. В интервале 340–40 °C проявляется еще порядка 15–25% Hg, причем у части участников здесь формируется выраженный второй максимум. Высокотемпературный диапазон 400–450 °C дает не более 5–10 % Hg. В сумме диапазон 240–400 °C обеспечивает около 70–85 % общего количества Hg по группе, а расширенный интервал 240–450 °C — порядка 80–90% Hg.

Во всех исследованных группах температурные профили имеют схожую форму и различаются главным образом соотношением отдельных температурных интервалов. В низкотемпературной зоне 100–240 °C выделяется относительно небольшая доля Hg, что, вероятно, отражает вклад слабосвязанных и адсорбированных форм, локализованных на поверхности волоса и в наружных слоях матрицы. На интервал 240–280 °C приходится ещё около 10–20 % Hg; этот участок соответствует начальной стадии основного температурного максимума и, по-видимому, отражает переход от поверхностных форм к более прочным комплексам внутри структуры волоса. Основная доля Hg высвобождается в области 280–360 °C, которая формирует главный пик термодесорбции. Появление двух максимумов в температурных профилях у образцов с повышенной концентрацией может указывать на распределение Hg как минимум между двумя фракциями, различающимися термической устойчивостью связывания с матрицей волоса. Максимум в зоне 280–320 °C, по аналогии с литературными данными (Berglund et al., 2005; George et al., 2010), можно отнести к высвобождению органических форм Hg, включая MeHg. Максимум в области 320–380 °C, доля которого возрастает с увеличением общей концентрации Hg, по нашему мнению, соответствует термическому высвобождению Hg из более устойчивых форм связывания, которые могут включать как прочные органические соединения, так и неорганические комплексы ртути (например, соединения с S или Cl), образующиеся при высоких уровнях накопления металла (Klöfer, 2021; Shuvaeva et al., 2008). Высокотемпературный диапазон 400–450 °C дает не более 5–10 % Hg; в этом интервале кривые монотонно снижаются к нулю без появления дополнительных максимумов, поэтому его можно рассматривать как завершающую стадию термодесорбции.

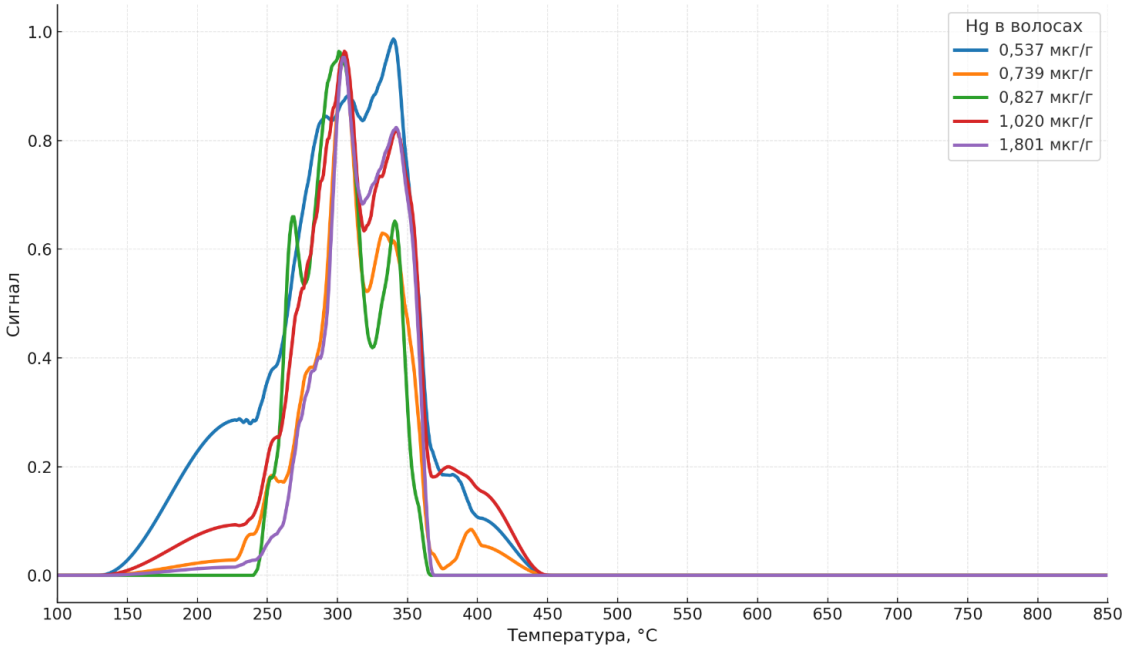

Рис. 5. Температурные профили Hg в пробах волос с концентрациями выше среднего значения по исследованию.

Наш подход к интерпретации многопиковых температурных профилей согласуется с практикой термосканирования в твердых матрицах, где выделяют несколько «фракций» по различию температурных максимумов (Mashyanov et al., 2017).

Таким образом, у группы с повышенной концентрацией ртути температурные кривые отражают не просто увеличение количества предполагаемой органической формы Hg, но и перераспределение части Hg в более устойчивые, медленнее разрушающиеся комплексы, что и проявляется как двухпиковая структура профиля.

Заключение

Средняя концентрация Hg в волосах жителей г. Иркутска составила 0.235 мкг/г, медианная – 0.165 мкг/г. Сопоставление концентраций Hg в волосах с референтными значениями международных организаций и допустимым диапазоном воздействия, приведенным в российских методических документах для населения без профессионального контакта с ртутью, показало, что у большинства обследованных значения Hg ниже указанных уровней. Таким образом, риск хронического воздействия Hg в исследуемой группе сравнительно низок. Однако у 2.5% участников концентрация Hg в волосах превысила 1 мкг/г, что указывает на повышенное поступление Hg в организм и позволяет отнести этих участников к группе потенциального риска хронического воздействия. Минимальные концентрации ртути характерны для лиц моложе 18 лет, тогда как максимальные уровни регистрируются в возрастной группе 35–55 лет. Средние концентрации Hg в волосах мужчин и женщин близки – 0.197 и 0.233 мкг/г.

Сравнение с другими регионами РФ и мира показывает, что уровни содержания ртути в волосах населения г. Иркутска сопоставимы или ниже, чем в регионах с высоким потреблением рыбы или ртутным загрязнением, связанным с золотодобычей. Основными факторами риска, согласно анкетированию, являются частое потребление рыбы и окрашивание волос, в то время как для курения, эпизодического бытового контакта с ртутью и регулярного использования косметики не выявлено статистически значимого влияния в наших исследованиях, что может быть связано с их малой выборкой.

Термодесорбционный анализ показал преобладание органических форм Hg: 70–85% высвобождения общего количества приходится на диапазон 240–400 °C, который по литературным данным соответствует органическим формам ртути, включая MeHg. Для группы с концентрациями Hg в пробах волос выше среднего значения по исследованию температурные профили приобретают двухпиковую структуру, указывающую на распределение Hg между органическими формами (диапазон температуры 280–320 °C) и более устойчивыми комплексами (диапазон температуры 320–380 °C).

Список литературы

Евстафьева, Е.В., Барановская, Н.В., Тымченко, С.Л., Богданова, А.М., Нараев, Г.П., Сологуб, Н.А., Наркович, Д.В., 2017. Экологические и биомониторинговые исследования ртути в Крымском регионе. *Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов* **328**, 96–105.

Рафикова, Ю.С., Семенова, И.Н., Хасанова, Р.Ф., Суюндуков, Я.Т., Кутлиахметов, А.Н., 2019. Содержание ртути в волосах населения геохимической провинции. *Гигиена и санитария* **98**, 1349–1354. https://doi.org/10.18821/0016-9900-2019-98-12-1349-1354

Basum, N., Horvat, M., Evers, D.C., Zastenskaya, I., Weihe, P., Tempowski, J., 2018. A state-of-the-science review of mercury biomarkers in human populations worldwide between 2000 and 2018. *Environmental Health Perspectives* **126**, 106001. https://doi.org/10.1289/EHP3904

Berglund, M., Lind, B., Ask Björnberg, K., Palm, B., Einarsson, Ö., Vahter, M., 2005. Inter-individual variations of human mercury exposure biomarkers: a cross-sectional assessment. *Environmental Health* **4**, 20. https://doi.org/10.1186/1476-069X-4-20

Bellanger, M., Pichery, C., Aerts, D., Berglund, M., Castaño, A. et al., 2013. Economic benefits of methylmercury exposure control in Europe: monetary value of neurotoxicity prevention. *Environmental Health* **12**, 3. https://doi.org/10.1186/1476-069X-12-3

Bloom, N.S., 1992. On the chemical form of mercury in edible fish and marine invertebrate tissue. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **49**, 1010–1017. https://doi.org/10.1139/f92-113

Budtz-Jørgensen, E., Grandjean, P., Jørgensen, P.J., Weihe, P., Keiding, N., 2004. Association between mercury concentrations in blood and hair in methylmercury-exposed subjects at different ages. *Environmental Research* **95**, 385–393. https://doi.org/10.1016/j.envres.2003.11.001

Clarkson, T.W., Magos, L., 2006. The toxicology of mercury and its chemical compounds. *Critical Reviews in Toxicology* **36**, 609–662. https://doi.org/10.1080/10408440600845619

Clarkson, T.W., Vyas, J.B., Ballatori, N., 2007. Mechanisms of mercury disposition in the body. *American Journal of Industrial Medicine* **50**, 757–764. https://doi.org/10.1002/ajim.20476

Dietz, R., Sonne, C., Basu, N., Braune, B., O'Hara, T. et al., 2013. What are the toxicological effects of mercury in Arctic biota. *Science of the Total Environment* **443**, 775–790. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.11.046

Diez, S., Montuori, P., Pagano, A., Sarnacchiaro, P., Bayona, J.M., Triassi, M., 2008. Hair mercury levels in an urban population from southern Italy: fish consumption as a determinant of exposure. *Environment International* **34**, 162–167. https://doi.org/10.1016/j.envint.2007.07.015

Dórea, J.G., 2020. Environmental mercury and its toxic effects. *Journal of Preventive Medicine & Public Health* **53**, 151–154. https://doi.org/10.3961/jpmph.2014.47.2.74

Driscoll, C.T., Mason, R.P., Chan, H.M., Jacob, D.J., Pirrone, N., 2013. Mercury as a global pollutant: sources, pathways, and effects. *Environmental Science & Technology* **47** (10), 4967–4983. https://doi.org/10.1021/es305071v

Genchi, G., Sinicropi, M.S., Carocci, A., Lauria, G., Catalano, A., 2017. Mercury exposure and heart diseases. *International Journal of Environmental Research and Public Health* **14**, 74. https://doi.org/10.3390/ijerph14010074

George, G.N., Singh, S.P., Myers, G.J., Watson, G.E., Pickering, I.J., 2010. The chemical forms of mercury in human hair: a study using X-ray absorption spectroscopy. *Journal of Biological Inorganic Chemistry* **15**, 709–715. https://doi.org/10.1007/s00775-010-0638-x

Gibb, H., O'Leary, K.G., Sarkar, S.K., Wang, J., Liguori, L. et al., 2016. Hair mercury concentrations in residents of Sundarban and Calcutta, India. *Environmental Research* **150**, 616–621.

Horowitz, H.M., Jacob, D.J., Zhang, Y., Dibble, T.S., Slemr, F. et al., 2017. A new mechanism for atmospheric mercury redox chemistry: implications for the global mercury budget. *Atmospheric Chemistry and Physics* **17**, 6353–6371. https://doi.org/10.5194/acp-17-6353-2017

Houston, M.C., 2011. Role of mercury toxicity in hypertension, cardiovascular disease, and stroke. *Journal of Clinical Hypertension* **13**, 621–627. https://doi.org/10.1111/j.1751-7176.2011.00489.x

Hu, X.F., Singh, K., Chan, H.M., 2018. Mercury exposure, blood pressure, and hypertension: a systematic review and dose–response meta-analysis. *Environmental Health Perspectives* **126**, 076002. https://doi.org/10.1289/EHP2863

Hu, X.F., Lowe, M., Chan, H.M., 2021. Mercury exposure, cardiovascular disease, and mortality: a systematic review and dose–response meta-analysis. *Environmental Research* **193**, 110538. https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110538

Koenigsmark, F., Weinhouse, C., Berky, A.J., Morales, A.M., Ortiz, E.J. et al., 2021. Efficacy of hair total mercury content as a biomarker of methylmercury exposure to communities in the area of artisanal and small-scale gold mining in Madre de Dios, Peru. *International Journal of Environmental Research and Public Health* **18**, 13350. https://doi.org/10.3390/ijerph182413350

Klöfer, I., Bittig, M., Bathen, D., 2021. Speciation of inorganic mercury compounds in solid samples via thermo-desorption experiments. *Chemical Engineering and Technology* **44**, 788–796.

Lamborg, C.H., Fitzgerald, W.F., O'Donnell, J., Torgersen, T., 2002. A non-steady-state box model of global-scale mercury biogeochemistry with interhemispheric atmospheric gradients. *Abstracts of Papers of the American Chemical Society* **223**, U520–U520.

Lehnherr, I., 2014. Methylmercury biogeochemistry: a review with special reference to Arctic aquatic ecosystems. *Environmental Reviews* **22**, 229–243. https://doi.org/10.1139/er-2013-0059

Mashyanov, N.R., Pogarev, S.E., Panova, E.G., Panichev, N., Ryzhov, V., 2017. Determination of mercury thermospecies in coal. *Fuel* **203**, 973–980. https://doi.org/10.1016/j.fuel.2017.03.085

Mergler, D., Anderson, H.A., Chan, L.H.M., Mahaffey, K.R., Murray, M., Sakamoto, M., Stern, A.H., 2007. Methylmercury exposure and health effects in humans: a worldwide concern. *Ambio* **36**, 3–11. https://doi.org/10.1579/0044-7447(2007)36[3:MEAHEI]2.0.CO;2

Mozaffarian, D., Rimm, E.B., 2006. Fish intake, contaminants, and human health: evaluating the risks and the benefits. *JAMA* **296**, 1885–1899. https://doi.org/10.1001/jama.296.15.1885

Okati, N., Esmaili-Sari, A., 2018. Hair mercury and risk assessment for consumption of contaminated seafood in residents from the coast of the Persian Gulf, Iran. *Environmental Science and Pollution Research* **25**, 639–657. https://doi.org/10.1007/s11356-017-0432-1

Olivero-Verbel, J., Carranza-Lopez, L., Caballero-Gallardo, K., Ripoll-Arboleda, A., Muñoz-Sosa, D., 2016. Human exposure and risk assessment associated with mercury pollution in the Caqueta River, Colombian Amazon. *Environmental Science and Pollution Research* **23**, 20761–20771.

Pacyna, E.G., Pacyna, J.M., Steenhuisen, F., Wilson, S., 2006. Global anthropogenic mercury emission inventory for 2000. *Atmospheric Environment* **40**, 4048–4063. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.03.041

Pavithra, K.G., SundarRajan, P., Senthil Kumar, P., Rangasamy, G., 2023. Mercury sources, contaminations, mercury cycle, detection and treatment techniques: A review. *Chemosphere* **312**, 137314. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.137314

Pirrone, N., Cinnirella, S., Feng, X., Finkelman, R.B., Friedli, H.R. et al., 2009. Global mercury emissions to the atmosphere from natural and anthropogenic sources. In: Pirrone, N., Mason, R. (eds.), *Mercury fate and transport in the global atmosphere: emissions, measurements and models.* Springer, New York, USA, 3–49. https://doi.org/10.1007/978-0-387-93958-2_1

Priyadarshanee, M., Chatterjee, S., Rath, S., Dash, H.R., Das, S., 2022. Cellular and genetic mechanism of bacterial mercury resistance and their role in biogeochemistry and bioremediation. *Journal of Hazardous Materials* **423**, 126985. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126985

Rodier, P.M., 1995. Developing brain as a target of toxicity. *Environmental Health Perspectives* **103**, 73–76.

Roy, C., Tremblay, P.-Y., Ayotte, P., 2017. Is mercury exposure causing diabetes, metabolic syndrome and insulin resistance? A systematic review of the literature. *Environmental Research* **156**, 747–760. https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.04.038

Rumiantseva, O., Ivanova, E., Komov, V., 2022. High variability of mercury content in the hair of Russia Northwest population: the role of the environment and social factors. *International Archives of Occupational and Environmental Health* **95**, 1027–1042.

Rumiantseva, O., Komov, V., Kutuzov, M., Zaroual, H., Mizina, K. et al., D., 2024. Hair mercury levels in pregnant women: fish consumption as a determinant of exposure. *Toxics* **12**, 366. https://doi.org/10.3390/toxics12050366

Sheehan, M.C., Burke, T.A., Navas-Acien, A., McGready, J., Fox, M.A., 2014. Global methylmercury exposure from seafood consumption and risk of developmental neurotoxicity: a systematic review. *Bulletin of the World Health Organization* **92**, 254–269. https://doi.org/10.2471/BLT.12.116152

Shuvaeva, O.V., Gustaytis, M.A., Anoshin, G.N., 2008. Mercury speciation in environmental solid samples using thermal release technique with atomic absorption detection. *Analytica Chimica Acta* **621**, 148–154.

Suárez-Criado, L., Rodríguez-González, P., Marrugo-Negrete, J., García Alonso, J.I., Díez, S., 2023. Determination of methylmercury and inorganic mercury in human hair samples of individuals from Colombian gold mining regions by double spiking isotope dilution and GC-ICP-MS. *Environmental Research* **231**, 115970. https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.115970

Yoshizawa, K., Rimm, E.B., Morris, J.S., Spate, V.L., Hsieh, C.-C. et al., 2002. Mercury and the risk of coronary heart disease in men. *New England Journal of Medicine* **347**, 1755–1760. https://doi.org/10.1056/NEJMoa021437

Zhao, H., Yan, H., Zhang, L., Sun, G., Li, P., Feng, X., 2019. Mercury contents in rice and potential health risks across China. *Environment International* **126**, 406–412. https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.02.055

References

Basum, N., Horvat, M., Evers, D.C., Zastenskaya, I., Weihe, P., Tempowski, J., 2018. A state-of-the-science review of mercury biomarkers in human populations worldwide between 2000 and 2018. *Environmental Health Perspectives* **126**, 106001. https://doi.org/10.1289/EHP3904

Berglund, M., Lind, B., Ask Björnberg, K., Palm, B., Einarsson, Ö., Vahter, M., 2005. Inter-individual variations of human mercury exposure biomarkers: a cross-sectional assessment. *Environmental Health* **4**, 20. https://doi.org/10.1186/1476-069X-4-20

Bellanger, M., Pichery, C., Aerts, D., Berglund, M., Castaño, A. et al., 2013. Economic benefits of methylmercury exposure control in Europe: monetary value of neurotoxicity prevention. *Environmental Health* **12**, 3. https://doi.org/10.1186/1476-069X-12-3

Bloom, N.S., 1992. On the chemical form of mercury in edible fish and marine invertebrate tissue. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **49**, 1010–1017. https://doi.org/10.1139/f92-113

Budtz-Jørgensen, E., Grandjean, P., Jørgensen, P.J., Weihe, P., Keiding, N., 2004. Association between mercury concentrations in blood and hair in methylmercury-exposed subjects at different ages. *Environmental Research* **95**, 385–393. https://doi.org/10.1016/j.envres.2003.11.001

Clarkson, T.W., Magos, L., 2006. The toxicology of mercury and its chemical compounds. *Critical Reviews in Toxicology* **36**, 609–662. https://doi.org/10.1080/10408440600845619

Clarkson, T.W., Vyas, J.B., Ballatori, N., 2007. Mechanisms of mercury disposition in the body. *American Journal of Industrial Medicine* **50**, 757–764. https://doi.org/10.1002/ajim.20476

Dietz, R., Sonne, C., Basu, N., Braune, B., O'Hara, T. et al., 2013. What are the toxicological effects of mercury in Arctic biota. *Science of the Total Environment* **443**, 775–790. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.11.046

Diez, S., Montuori, P., Pagano, A., Sarnacchiaro, P., Bayona, J.M., Triassi, M., 2008. Hair mercury levels in an urban population from southern Italy: fish consumption as a determinant of exposure. *Environment International* **34**, 162–167. https://doi.org/10.1016/j.envint.2007.07.015

Dórea, J.G., 2020. Environmental mercury and its toxic effects. *Journal of Preventive Medicine & Public Health* **53**, 151–154. https://doi.org/10.3961/jpmph.2014.47.2.74

Driscoll, C.T., Mason, R.P., Chan, H.M., Jacob, D.J., Pirrone, N., 2013. Mercury as a global pollutant: sources, pathways, and effects. *Environmental Science & Technology* **47** (10), 4967–4983. https://doi.org/10.1021/es305071v

Evstaf'eva, E.V., Baranovskaya, N.V., Tymchenko, S.L., Bogdanova, A.M., Naraev, G.P., Sologub, N.A., Narkovich, D.V., 2017. Ekologicheskie i biomonitoringovye issledovaniya rtuti v Krymskom regione [Ecological and biomonitoring studies of mercury in the Crimean region]. Izvestiya Tomskogo politekhnicheskogo universiteta. *Inzhiniring georesursov [Bulletin of Tomsk Polytechnic University. Geo Assets Engineering]* **328**, 96–105. (In Russian).

Genchi, G., Sinicropi, M.S., Carocci, A., Lauria, G., Catalano, A., 2017. Mercury exposure and heart diseases. *International Journal of Environmental Research and Public Health* **14**, 74. https://doi.org/10.3390/ijerph14010074

George, G.N., Singh, S.P., Myers, G.J., Watson, G.E., Pickering, I.J., 2010. The chemical forms of mercury in human hair: a study using X-ray absorption spectroscopy. *Journal of Biological Inorganic Chemistry* **15**, 709–715. https://doi.org/10.1007/s00775-010-0638-x

Gibb, H., O'Leary, K.G., Sarkar, S.K., Wang, J., Liguori, L. et al., 2016. Hair mercury concentrations in residents of Sundarban and Calcutta, India. *Environmental Research* **150**, 616–621.

Horowitz, H.M., Jacob, D.J., Zhang, Y., Dibble, T.S., Slemr, F. et al., 2017. A new mechanism for atmospheric mercury redox chemistry: implications for the global mercury budget. *Atmospheric Chemistry and Physics* **17**, 6353–6371. https://doi.org/10.5194/acp-17-6353-2017

Houston, M.C., 2011. Role of mercury toxicity in hypertension, cardiovascular disease, and stroke. *Journal of Clinical Hypertension* **13**, 621–627. https://doi.org/10.1111/j.1751-7176.2011.00489.x

Hu, X.F., Singh, K., Chan, H.M., 2018. Mercury exposure, blood pressure, and hypertension: a systematic review and dose–response meta-analysis. *Environmental Health Perspectives* **126**, 076002. https://doi.org/10.1289/EHP2863

Hu, X.F., Lowe, M., Chan, H.M., 2021. Mercury exposure, cardiovascular disease, and mortality: a systematic review and dose–response meta-analysis. *Environmental Research* **193**, 110538. https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110538

Koenigsmark, F., Weinhouse, C., Berky, A.J., Morales, A.M., Ortiz, E.J. et al., 2021. Efficacy of hair total mercury content as a biomarker of methylmercury exposure to communities in the area of artisanal and small-scale gold mining in Madre de Dios, Peru. *International Journal of Environmental Research and Public Health* **18**, 13350. https://doi.org/10.3390/ijerph182413350

Klöfer, I., Bittig, M., Bathen, D., 2021. Speciation of inorganic mercury compounds in solid samples via thermo-desorption experiments. *Chemical Engineering and Technology* **44**, 788–796.

Lamborg, C.H., Fitzgerald, W.F., O'Donnell, J., Torgersen, T., 2002. A non-steady-state box model of global-scale mercury biogeochemistry with interhemispheric atmospheric gradients. *Abstracts of Papers of the American Chemical Society* **223**, U520–U520.

Lehnherr, I., 2014. Methylmercury biogeochemistry: a review with special reference to Arctic aquatic ecosystems. *Environmental Reviews* **22**, 229–243. https://doi.org/10.1139/er-2013-0059

Mashyanov, N.R., Pogarev, S.E., Panova, E.G., Panichev, N., Ryzhov, V., 2017. Determination of mercury thermospecies in coal. *Fuel* **203**, 973–980. https://doi.org/10.1016/j.fuel.2017.03.085

Mergler, D., Anderson, H.A., Chan, L.H.M., Mahaffey, K.R., Murray, M., Sakamoto, M., Stern, A.H., 2007. Methylmercury exposure and health effects in humans: a worldwide concern. *Ambio* **36**, 3–11. https://doi.org/10.1579/0044-7447(2007)36[3:MEAHEI]2.0.CO;2

Mozaffarian, D., Rimm, E.B., 2006. Fish intake, contaminants, and human health: evaluating the risks and the benefits. *JAMA* **296**, 1885–1899. https://doi.org/10.1001/jama.296.15.1885

Okati, N., Esmaili-Sari, A., 2018. Hair mercury and risk assessment for consumption of contaminated seafood in residents from the coast of the Persian Gulf, Iran. *Environmental Science and Pollution Research* **25**, 639–657. https://doi.org/10.1007/s11356-017-0432-1

Olivero-Verbel, J., Carranza-Lopez, L., Caballero-Gallardo, K., Ripoll-Arboleda, A., Muñoz-Sosa, D., 2016. Human exposure and risk assessment associated with mercury pollution in the Caqueta River, Colombian Amazon. *Environmental Science and Pollution Research* **23**, 20761–20771.

Pacyna, E.G., Pacyna, J.M., Steenhuisen, F., Wilson, S., 2006. Global anthropogenic mercury emission inventory for 2000. *Atmospheric Environment* **40**, 4048–4063. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.03.041

Pavithra, K.G., SundarRajan, P., Senthil Kumar, P., Rangasamy, G., 2023. Mercury sources, contaminations, mercury cycle, detection and treatment techniques: A review. *Chemosphere* **312**, 137314. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.137314

Pirrone, N., Cinnirella, S., Feng, X., Finkelman, R.B., Friedli, H.R. et al., 2009. Global mercury emissions to the atmosphere from natural and anthropogenic sources. In: Pirrone, N., Mason, R. (eds.), *Mercury fate and transport in the global atmosphere: emissions, measurements and models.* Springer, New York, USA, 3–49. https://doi.org/10.1007/978-0-387-93958-2_1

Priyadarshanee, M., Chatterjee, S., Rath, S., Dash, H.R., Das, S., 2022. Cellular and genetic mechanism of bacterial mercury resistance and their role in biogeochemistry and bioremediation. *Journal of Hazardous Materials* **423**, 126985. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126985

Rafikova, Yu.S., Semenova, I.N., Khasanova, R.F., Suyundukov, Ya.T., Kutliakhmetov, A.N., 2019. Soderzhanie rtuti v volosakh naseleniya geokhimicheskoy provincii [Mercury content in the hair of population living in a geochemical province]. *Gigiena i sanitariya [Hygiene and Sanitation]* **98**, 1349–1354. (In Russian). https://doi.org/10.18821/0016-9900-2019-98-12-1349-1354

Rodier, P.M., 1995. Developing brain as a target of toxicity. *Environmental Health Perspectives* **103**, 73–76.

Roy, C., Tremblay, P.-Y., Ayotte, P., 2017. Is mercury exposure causing diabetes, metabolic syndrome and insulin resistance? A systematic review of the literature. *Environmental Research* **156**, 747–760. https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.04.038

Rumiantseva, O., Ivanova, E., Komov, V., 2022. High variability of mercury content in the hair of Russia Northwest population: the role of the environment and social factors. *International Archives of Occupational and Environmental Health* **95**, 1027–1042.

Rumiantseva, O., Komov, V., Kutuzov, M., Zaroual, H., Mizina, K. et al., D., 2024. Hair mercury levels in pregnant women: fish consumption as a determinant of exposure. *Toxics* **12**, 366. https://doi.org/10.3390/toxics12050366

Sheehan, M.C., Burke, T.A., Navas-Acien, A., McGready, J., Fox, M.A., 2014. Global methylmercury exposure from seafood consumption and risk of developmental neurotoxicity: a systematic review. *Bulletin of the World Health Organization* **92**, 254–269. https://doi.org/10.2471/BLT.12.116152

Shuvaeva, O.V., Gustaytis, M.A., Anoshin, G.N., 2008. Mercury speciation in environmental solid samples using thermal release technique with atomic absorption detection. *Analytica Chimica Acta* **621**, 148–154.

Suárez-Criado, L., Rodríguez-González, P., Marrugo-Negrete, J., García Alonso, J.I., Díez, S., 2023. Determination of methylmercury and inorganic mercury in human hair samples of individuals from Colombian gold mining regions by double spiking isotope dilution and GC-ICP-MS. *Environmental Research* **231**, 115970. https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.115970

Yoshizawa, K., Rimm, E.B., Morris, J.S., Spate, V.L., Hsieh, C.-C. et al., 2002. Mercury and the risk of coronary heart disease in men. *New England Journal of Medicine* **347**, 1755–1760. https://doi.org/10.1056/NEJMoa021437

Zhao, H., Yan, H., Zhang, L., Sun, G., Li, P., Feng, X., 2019. Mercury contents in rice and potential health risks across China. *Environment International* **126**, 406–412. https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.02.055