

Радиологическая опасность природных вод восточных районов Новосибирской области

Ф.Ф. Дульцев^{1*}, Д.А. Новиков^{1,2}

¹Институт нефтегазовой геологии и геофизики им. А.А. Трофимука СО РАН, Новосибирск, Россия

²Алтайский государственный технологический университет «Высшая школа нефти», Алтай, Россия

В настоящей работе впервые приводятся данные по оценке радиологической опасности природных вод восточных районов Новосибирской области. Выявлено, что на территории исследования развиты пресные и ультрапресные воды с величиной общей минерализации от 127 до 1848 мг/дм³, преимущественно HCO₃ Mg-Ca, HCO₃ Na-Mg-Ca и SO₄-HCO₃ Na-Mg-Ca состава. Геохимическая обстановка как восстановительная, так и окислительная (Eh (–332)–(+313) мВ), pH 6,1–9,5, содержание растворенного кислорода 0,51–16,59 мг/дм³. Установлено, что наибольший вклад в природную радиоактивность вносят изотопы калий-40 и члены ряда радия (уран-238 и его продукты распада: уран-234, радий-226, радон-222 и др.). Установленная активность калия-40, урана-238, радия-226, радона-222 варьирует в диапазоне от 0 до 85,5, от 0 до 4,3, от 0 до 25,2, от 1 до 1161 Бк/дм³ соответственно. Активность тория-232 на большей части территории исследования не превышает кларковые значения, за исключением вод, приуроченных к западной и северо-западной части Новосибирского гранитоидного массива (пгт. Колывань, с. Скала и сопредельные территории).

Для оценки радиологической опасности природных вод, с использованием активности калия-40, радия-226 и тория-232, были рассчитаны: радиовый эквивалент (Ra_{eq}), мощность поглощенной из воздуха дозы (гамма-излучения) (D_γ), годовая эффективная эквивалентная доза (AEDE), индекс опасности внешнего и внутреннего облучения (H_{ex} и H_{int}), пожизненный риск онкологического заболевания (ELCR). Установлено, что природные воды восточных районов Новосибирской области в целом характеризуются низкими значениями всех радиологических параметров относительно норм, принятых международными организациями, находятся на одном уровне с природными водами Ирака, Намибии, Йемена, Испании, Китая и др. регионов мира и могут быть отнесены к категории безопасных вод для технического использования населением. В то же время использование природных вод для целей питьевого водоснабжения имеет существенные ограничения из-за повышенных и высоких концентраций радона-222, установленных как в зонах распространения гранитных массивов, так и в зонах распространения осадочных отложений.

Природа радиоактивности природных вод восточных районов Новосибирской области и уровень радиологического загрязнения окружающей среды контролируются геологическим строением, за исключением озерных вод около с. Шилов и около завода по производству кирпича в Дзержинском районе г. Новосибирска, где повышенная активность калия-40, вероятно, связана с использованием калийных удобрений в сельском хозяйстве и с использованием карбоната калия в процессе производства кирпича.

Ключевые слова: радиоактивность природных вод, оценка радиологической опасности, радиовый ряд, калий, торий, восточные районы Новосибирской области, Западная Сибирь

Для цитирования: Дульцев Ф.Ф., Новиков Д.А. (2025). Радиологическая опасность природных вод восточных районов Новосибирской области. *Георесурсы*, 27(4), с. 306–320. <https://doi.org/10.18599/grs.2025.4.2>

Введение

Человек получает дозу ионизирующего излучения за счет радионуклидов из двух источников: 1) встречающихся в естественной среде обитания или 2) возникающих в результате его технологической деятельности.

На протяжении всей жизни люди подвергаются ионизирующему излучению, исходящему как из природных, так и из антропогенных источников (Alaamer, 2008). Учитывая опасность такого излучения, знание распределения радионуклидов и уровней радиации в окружающей среде

* Ответственный автор: Федор Федорович Дульцев
e-mail: DultsevFF@ipgg.sbras.ru

© 2025 Коллектив авторов

Статья находится в открытом доступе и распространяется в соответствии с лицензией Creative Commons Attribution (CC BY) License (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

важно для оценки радиационного воздействия как от наземных, так и от космогенных источников. По оценкам, естественные источники радиации составляют около 80% коллективного радиационного облучения населения мира (Sources and Effects of Ionizing Radiation, 2000).

Основным внешним источником облучения организма человека является радиационный фон. К другим важным источникам естественного внешнего облучения относятся космические лучи и источники гамма-излучения в почве, строительных материалах, воде, продуктах питания и воздухе (Alaamer, 2008). В районах, где произошли аварии на атомных электростанциях (например, Чернобыльская авария или катастрофа на японской атомной электростанции «Фукусима-1»), в атмосфере могут присутствовать значительные количества техногенных радионуклидов, таких как ^{90}Sr , ^{131}I и ^{137}Cs . Еще одним источником радиации являются регулярные сбросы радионуклидов с ядерных установок (Kabir et al., 2009).

В административном плане территория исследования расположена в восточной части Новосибирской области (рис. 1). В ее пределах располагается город Новосибирск – единственный крупный город России, в окрестностях которого открыто урановое месторождение «Пригородное», и поэтому присутствие радионуклидов в водах носит природный характер (Novikov et al., 2021a, b). В 1980–90-е годы в Новосибирской области были выявлены более десяти месторождений радоновых вод, которые использовались в лечебных целях (самые известные: санаторий «Заельцовский Бор», «Горводолечебница», профилакторий завода Химконцентратов). В настоящее время радоновые воды в городе практически не используются. Повышенные содержания природных радионуклидов обусловлены наличием рассеянных радиоактивных минералов в гранитах и гранодиоритах крупного Новосибирского массива (Сухоруков и др., 2024).

Природные радионуклиды находятся в земной коре с момента образования Земли. Распад ядер оказывает огромное влияние на жизнедеятельность человека и приводит к изменениям в молекулах ДНК, вызывает повреждения в хромосомах клеток костного мозга человека, что увеличивает вероятность развития лейкозов и онкологических заболеваний (WHO handbook on indoor radon..., 2009; Guidelines for drinking water quality, 2011). В окружающей среде наиболее распространены калий-40, радий-226 и радон-222 (дочерние изотопы урана-238), а также торий-232. Они содержатся в породах, почвах, растениях и подземных водах в достаточном количестве, чтобы оказывать влияние на жизнедеятельность человека. В ходе взаимодействия в системе вода-горная порода происходит перераспределение изотопов, вследствие чего равновесное состояние может смещаться в одну или другую сторону. К наиболее важным процессам относятся изотопный обмен в химических соединениях, распределение радиоактивных изотопов между двумя фазами (например, соосаждение или сокристаллизация), адсорбция и др. (Несмеянов, 1978). Вследствие этих процессов происходит накопление радиоактивных элементов в природных водах, которые используются для целей питьевого и хозяйственно-бытового водоснабжения.

В настоящее время в пределах восточных районов Новосибирской области в различных гидрогеологических

условиях эксплуатируется множество частных скважин и колодцев со слабо изученным химическим и радиохимическим составом. В сложившейся ситуации возникает опасность использования населением в питьевых целях вод, несоответствующего современным требованиям качества.

В рамках настоящей работы впервые получены данные по суммарной α - и β -активности природных вод, а также по распределению в них урана-238, тория-232, радия-226, радона-222 и калия-40. Основной целью исследования было оценить радиологическую опасность природных вод восточных районов Новосибирской области по ряду параметров, принятых в международном научном сообществе (Ra_{eq} , Dy , AEDE, H_{ex} , H_{in} , Iy и AGDE) и риск заболевания населения раком (ELCR).

Методика и объект исследований

Основой настоящей работы послужили материалы собственных полевых и последующих химико-аналитических исследований, проведенных в период 2018–2024 годов (рис. 1). В пределах северной части Обь-Зайсанской складчатой области было отобрано и изучено 835 проб, помимо этого выполнено обобщение материалов геологических фондов с 1960-х годов (800 проб) (рис. 1).

В ходе экспедиционных работ непосредственно на водопунктах выполнялось измерение нестабильных параметров (pH, Eh, температура, содержание растворенного кислорода $\text{O}_{2\text{раств}}$) с помощью мультипараметрового измерителя Hanna HI98195 (pH/ОВП/проводимость) и оксиметра Hanna HI98198. Для определения общей минерализации вод использовались кондуктометр S3-Field kit Seven2Go, Mettler Toledo. Предварительный химический анализ природных вод выполнялся с помощью мини-лаборатории ЭКОТЭСТ-120-ИП (16 электродов). Радиационная обстановка на месте отбора проб оценивалась с помощью дозиметра ДКГ-07Д Дрозд. Измерение содержания радона в природных водах проводилось в день отбора пробы с помощью комплекса «Альфарад плюс».

Пробы для анализа катионов и анионов отфильтровывались через целлюлозный фильтр (0,45 мкм) на месте отбора для удаления взвеси с помощью системы вакуумной фильтрации, собирались в полиэтиленовые бутылки и консервировались (для анализа катионов проба подкисляется азотной кислотой, для анионов – нет). Дальнейшее изучение проводилось сотрудниками Проблемной научно-исследовательской лаборатории гидрогеохимии Национального исследовательского Томского политехнического университета. Для определения макро- и микрокомпонентного состава вод применялись химические и физико-химические методы анализа. Определение анионов (фторид-, хлорид-, сульфат-, бромид-, нитрит-, нитрат-, фосфат-ионов) и катионов (кальций, магний, натрий, калий) проводится методом ионной хроматографии. Содержание микрокомпонентов, в том числе редкоземельных элементов, определяется методом масс-спектрометрии с индуктивно связанной плазмой (ICP-MS). Название химического типа дано по классификации С.А. Щукарева (в формулу добавлены макрокомпоненты с содержанием > 10%-экв) по оттеночному принципу от меньшего к большему.

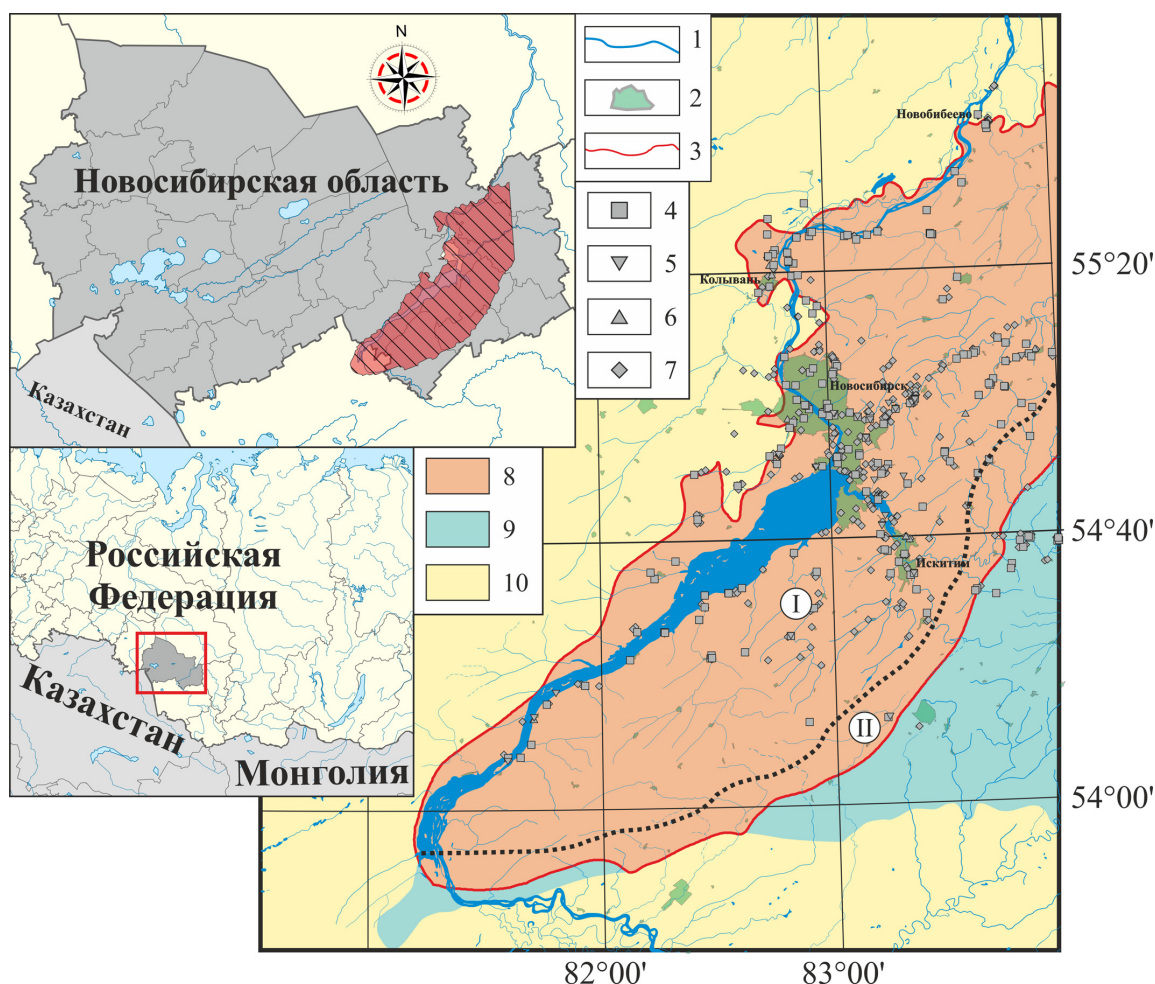


Рис. 1. Местоположение района исследований: 1 – реки и озера; 2 – населённые пункты; 3 – территория исследования; природные воды: 4 – поверхностные; подземные: 5 – родниковые; 6 – дренажные (карьеры); 7 – из водозаборных скважин; 8 – Обь-Зайсанская складчатая область (в ее составе складчатые зоны: I – Новосибирская; II – Горловская); 9 – Алтае-Саянская складчатая область; 10 – Западно-Сибирская плита

Для изучения суммарной α - и β -активности природных вод, а также изотопов урана-238, урана-234, радия-228, радия-226 отбирались пробы объемом 15 литров и подкислялись сверхчистой азотной кислотой. Исследования были выполнены с помощью гамма-спектрометрии и альфа-спектрометрии (после предварительной радиохимической пробоподготовки) в лаборатории геохимии радиоактивных элементов и экогеохимии Института геологии и минералогии СО РАН.

Результатом проведенных полевых и лабораторных исследования является уникальный изотопно-гидрогеохимический и радиохимический массив данных, являющийся надежной основой для оценки радиологической опасности природных вод северной части Обь-Зайсанской складчатой области. Наибольший вклад в природную радиоактивность вносят такие изотопы как калий-40, уран-238 и его продукты распада (уран-234, радий-226, радон-222 и др.) и торий-232.

Калий широко распространен в земной коре, его среднее содержание составляет 2,4% (масс.) (Mason, Moore, 1982), но ввиду своей высокой химической активности в свободной форме не встречается. Его содержание в водах мирового океана значительно ниже и составляет примерно 380 мг/л (Webb, 1939). Огромную роль калий играет в растительном мире и из-за наличия нестабильного

изотопа калия-40 с распространенностью 0,012% и периодом полураспада $1,248 \times 10^9$ лет вносит существенный вклад в общий радиационный фон, обладая активностью $2,652 \times 10^9$ Бк/г чистого изотопа.

Уран достаточно широко распространен в природе, основная его масса содержится в изверженных породах и составляет приблизительно 4×10^{-4} % (масс.), в то время как в почвах его содержание снижается до 1×10^{-5} – 9×10^{-40} % (масс.) (Chung, 1981; Thomas et al., 1993). При выветривании уран переходит в растворенное состояние, и его содержание снижается до 5×10^{-6} – 2×10^{-80} % (масс.) в водах рек и до 1×10^{-70} % (масс.) в водах мирового океана. Природный уран состоит из трех изотопов: уран-238 и его продукт полураспада уран-234, а также уран-235 с периодом полураспада $4,47 \times 10^9$, $2,46 \times 10^5$ и $7,13 \times 10^8$ лет и распространенностью 99,2739%, 2,0057% и 0,7204% соответственно. Уран содержится более чем в 100 минералах и различных соединениях, образуя вторичные осадочные рудные месторождения (Основные черты геохимии урана, 2013). Природная радиоактивность урана обусловлена изотопами уран-238 и уран-234, удельные активности которых в состоянии равновесия равны. Несмотря на слабую радиоактивность урана (примерно $1,68 \times 10^6$ Бк/г), его продукты полураспада (особенно радий-226 и радон-222) вносят существенный вклад в общий радиационный фон.

Радий-226, являющийся продуктом распада урана, содержится во всех его рудах, но в результате выщелачивания (растворения), образования вторичных минералов и соосаждения его содержание практически во всех породах ниже равновесного (на 1 г урана приходится $3,4 \times 10^{-7}$ радия) и не превышает 2×10^{-11} г/г, в то время как в донных остатках оно превышает равновесное и составляет 5×10^{-11} г/г. В водах мирового океана содержание радия не превышает 5×10^{-140} г/л, а содержание в поверхностных водоемах в большей степени зависит от геологического строения территории (Chung, 1981; Гудзенко, Дубинчук, 1987; Thomas et al., 1993). Радий-226 является наиболее долгоживущим изотопом, период полураспада которого составляет 1600 лет с активностью $3,66 \times 10^{10}$ Бк/г. В результате его распада образуется радон-222, вносящий наибольший вклад в среднегодовую дозу облучения (до 50–75%) (1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, 1991; Green et al., 1992). Период полураспада радона-222 составляет 3,8 суток, при активности $5,69 \times 10^{15}$ Бк/г.

Торий практически полностью (98,3–99,9%) и очень прочно сорбируется почвами из растворов (Рачкова, Шуктомова, 2010). Кларк тория в земной коре составляет 8×10^{-40} (масс), в осадочных породах – 8,5 г/т, в грунтовых водах содержание тория изменяется от 1×10^{-8} до 1×10^{-4} г/л. Торий образует большое количество комплексных соединений с альдегидами, кетонами, аминами и рядом других органических соединений (Несмеянов, 1978; Шварцев, 1998). Максимальный коэффициент водной миграции наблюдается в кислых и щелочных водах. Торий-232 является родоначальником семейства тория, с природным распространением среди изотопов почти 100% и периодом полураспада $1,41 \times 10^{10}$ лет (Audi et al., 2003).

Для оценки радиологической опасности природных вод были рассчитаны: радиовый эквивалент (R_{eq}), мощность поглощенной из воздуха дозы (гамма-излучения) (D_γ), годовая эффективная эквивалентная доза (AEDE), индексы опасности (H_{ex} и H_{int}), пожизненный риск онкологического заболевания (ELCR) (Exposure to radiation..., 1979; Sources and Effects of Ionizing Radiation..., 1996; Sources and Effects of Ionizing Radiation..., 2000; Report of the United Nations Scientific Committee..., 1998; Effects of Ionizing Radiation, 2006; Clarke, Bines, 2011; Martin et al., 2018).

Радиовый эквивалент (R_{eq}) используется последние 40 лет для определения радиологической опасности материалов окружающей среды (в основном с учетом активностей радионуклидов радия-226, тория-232 и калия-40) и рассчитывается по формуле (1) (Hamilton, 1971; Beretka, Mathew, 1985):

$$R_{eq} \left(\frac{Бк}{л} \right) = A_{Ra^{226}} + 1,43 \times A_{Th^{232}} + 0,77 \times A_{K^{40}}, \quad (1)$$

где $A_{Ra^{226}}$ – удельная активность радия-226, Бк/дм³, $A_{Th^{232}}$ – удельная активность тория-232, Бк/дм³, $A_{K^{40}}$ – удельная активность калия-40, Бк/дм³, коэффициенты (1,43 и 0,77) отражают относительную эффективность гамма-излучения этих нуклидов по сравнению с радием-226 при одинаковой удельной активности.

Мощность поглощенной из воздуха дозы (D_γ) – это величина, характеризующая скорость накопления поглощенной дозы гамма-излучения, исходящего от природных радионуклидов в почве (в основном ²²⁶Ra, ²³²Th, K)

на высоте около 1 м над поверхностью земли. Среднее мировое значение не превышает 0,06 и рассчитывается по формуле (2) (Sources and Effects of Ionizing Radiation..., 2000; Report of the United Nations Scientific Committee..., 1998):

$$D_\gamma \left(\frac{нГр}{ч} \right) = 0,462 \times A_{Ra^{226}} + 0,604 \times A_{Th^{232}} + 0,0417 \times A_{K^{40}} \quad (2)$$

где коэффициенты (0,462 и 0,604) учитывают вклад каждого радионуклида.

Годовая эффективная доза (AEDE) — это показатель, отражающий влияние поглощенной радиационной дозы на здоровье с учетом характеристик излучения; он выражается в миллизивертах в год (мЗв/год) и рассчитывается по уравнению для пребывания вне помещений (3):

$$AEDE_{out} \left(\frac{мЗв}{ч} \right) = D_\gamma \left(\frac{нГр}{ч} \right) \times 10^{-6} \times 8760 \left(\frac{ч}{г} \right) \times F_{out} \times 0,7 \left(\frac{Зв}{Гр} \right) \quad (3)$$

где F_{out} – доли времени пребывания вне помещений: 0.2 для городского населения и 0.3 для сельского населения.

Годовая эффективная доза и для пребывания внутри (4):

$$AEDE_{in} \left(\frac{мЗв}{ч} \right) = D_\gamma \left(\frac{нГр}{ч} \right) \times 10^{-6} \times 8760 \left(\frac{ч}{г} \right) \times F_{in} \times 0,7 \left(\frac{Зв}{Гр} \right) \quad (4)$$

где F_{in} – доли времени пребывания внутри помещений: 0.8 для городского населения и 0.7 для сельского населения. Значения приняты Научным комитетом ООН по действию атомной радиации (НКДАР) (Sajo et al., 1997).

Индексы опасности (H_{ex} и H_{int}) – безразмерные параметр, используемые для выявления и оценки внешних и внутренних радиационных опасностей. Индекс внешней опасности (H_{ex}) и индекс внутренней опасности (H_{int}) не должны превышать 1 ед. и рассчитываются по следующим уравнениям (UNSCEAR, 2008):

$$H_{ext} = \frac{A_{Ra^{226}}}{370} + \frac{A_{Th^{232}}}{259} + \frac{A_{K^{40}}}{4810} \quad (5)$$

$$H_{int} = \frac{A_{Ra^{226}}}{185} + \frac{A_{Th^{232}}}{259} + \frac{A_{K^{40}}}{4810} \quad (6)$$

Гамма-индекс (I_γ) — это один из радиологических индексов, используемых для оценки потенциального радиационного риска, связанного с естественными радионуклидами, содержащимися в строительных материалах, почвах или природных водах (значения индекса меньше единицы принято считать безопасными для населения). Для его расчета использовалось уравнение (7):

$$I_\gamma = \frac{A_{Ra^{226}}}{150} + \frac{A_{Th^{232}}}{100} + \frac{A_{K^{40}}}{1500} \quad (7)$$

Пожизненный риск развития онкологического заболевания (ELCR) – это вероятностная оценка риска возникновения злокачественных новообразований у человека в течение всей жизни в результате хронического воздействия ионизирующего излучения от природных источников. Рассчитывается на основе годовой эффективной дозы (AEDE) по формуле (8) (Clarke, Bines, 2011):

$$ELCR_{out} = AEDE_{out} \times DL \times RF \quad (8)$$

где DL – средняя продолжительность жизни (принятая за 70 лет), RF – фактор риска, выражающий вероятность развития смертельного рака на единицу эффективной дозы (принят международным сообществом равным 0,055).

Эквивалент годовой гонадной дозы (AGDE) учитывает радиационную нагрузку на наиболее радиочувствительные ткани организма. Согласно данным Научного комитета ООН по действию атомной радиации (Sources and Effects of Ionizing Radiation..., 2000), к таким тканям относятся яичники, костный мозг и поверхностные клетки костей. Известно, что повышение годовой гонадной эквивалентной дозы может негативно влиять на костный мозг, вызывая разрушение эритроцитов (красных кровяных

клеток), которые в ответ замещаются лейкоцитами (белыми кровяными клетками). Такой дисбаланс может способствовать развитию лейкемии – рака крови. Расчёт AGDE осуществляется по формуле (9):

$$AGDE(\text{мкрЗв/г}) = 3,09 \times A_{\text{Ra}^{226}} + 4,18 \times A_{\text{Th}^{232}} + 0,314 \times A_{\text{K}^{40}} \quad (9)$$

где коэффициенты (3,09, 4,18 и 0,314) – усредненные значения вклада радионуклидов, позволяющие оценить поглощённую дозу в теле человека.

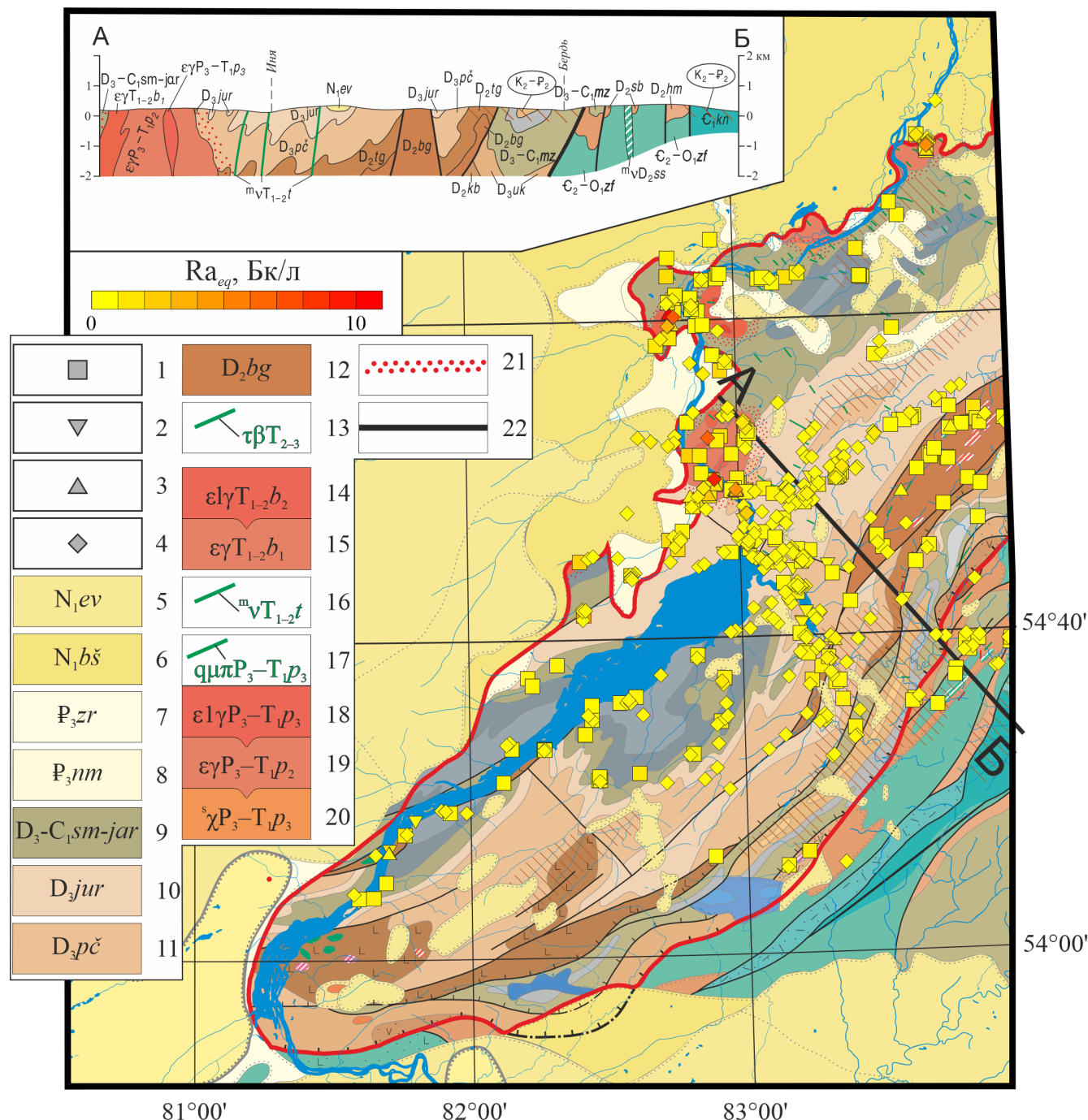


Рис. 2. Распределение величин радиового эквивалента (Ra_{eq}) в природных водах изучаемого региона. Фрагмент Государственной геологической карты и схематический разрез Обь-Зайсанской складчатой области (с упрощением) (Бабин и др., 2015). Природные воды: 1 – поверхностные; подземные: 2 – родниковые; 3 – дренажные (карьеры); 4 – из водозаборных скважин. Свиты: 5 – евсинская; 6 – бешульская; 7 – журавская; 8 – новомихайловская; 9 – саламатовская и ярская толщи нерасчлененные; 10 – юргинская; 11 – пачинская; 12 – буготакская; 13 – дайки буготакско-тогучинского риодацит-базальтового комплекса; позднепалеозойские-раннемезозойские интрузии: 14–17 барлакский гранит-лейкогранитовый мезоабисальный комплекс; 18–20 приобский монцодиорит-граносиенит-гранитовый мезоабисальный комплекс; 21 – контактовые роговики и ороговикованные породы; 22 – линия геологического разреза.

Результаты и их обсуждение

Геолого-гидрогеологическая характеристика

С геологической точки зрения территория исследования приурочена к Обь-Зайсанской складчатой области. Она сложена средне- и позднепалеозойскими отложениями, интродуцированными позднепалеозойскими гранитоидами и раннемезозойскими базитовыми ассоциациями (рис. 2). С юго-востока ограничена Алтае-Саянской складчатой областью, а на юге и западе – Западно-Сибирской плитой (рис. 1).

В составе Обь-Зайсанской складчатой области выделяются Новосибирская и Горловская складчатые зоны, с сильно различающимся геологическим строением (рис. 1, 2) (Бабин и др., 2015). Горловская зона простирается узкой полосой в восточной части территории исследования. Она характеризуется двухъярусным строением, в нижней ее части установлены вулканогенно-осадочные отложения среднего и позднего девона и терригенно-карбонатные отложения верхнего девона – нижнего карбона. Верхний ярус залегает на размытой поверхности турнейско-визейского яруса и выполнен угленосной молассой нижнекарбонного-среднепермского возраста с мощностью от 350 метров на северо-востоке территории до 5 км в наиболее погруженных частях бассейна. В пределах Горловской зоны установлены единичные тела долеритов. Складчатые структуры осложнены большим количеством разрывных нарушений с надвиговой и сбросо-надвиговой кинематикой. Новосибирская зона расположена в центральной и западной частях территории исследования и сложена преимущественно среднепалеозойскими вулканогенно-осадочными и осадочными образованиями, характеризующимися сильной расчлененностью. В северной части распространены позднепалеозойские-раннемезозойские гранитоиды приобского (P_3-T_1) и барлакского комплексов ($T_{1,2}$). В северо-восточной части наблюдается появление раннемезозойских базитовых даек ташаринского ($T_{1,2}$) габбро-долеритового комплекса. В южном и юго-восточном направлении количество магматических тел резко снижается. В целом для Новосибирской зоны характерно большое количество мелкоамплитудных разломов, формирование которых происходило на рубеже среднего и позднего палеозоя вследствие коллизии Сибирского и Казахского палеоконтинентов, и в позднем палеозое – раннем мезозое во время окончательного закрытия Уральской ветви

Палеоазиатского океана. Наблюдается процесс активизации разрывных нарушений в послелюрское время, затрагивающий угленосные отложения нижней-средней юры, расположенные в наиболее прогнутых участках герцинид (Казеннов и др., 1982; Буслов и др., 2010).

С гидрогеологической точки зрения территория исследования относится к Салаиро-Кузнецкому гидрогеологическому району, характеризующемуся неглубоким залеганием палеозойского фундамента, который перекрывается спорадически обводненными ниже-среднечетвертичными отложениями красnodубровской, таганской, безменовской и других свит. На отдельных участках отмечаются глинистые отложения болотнинской, евсинской и лебяжинской свит неогенового возраста. Ниже залегает водоносная зона кор выветривания и экзогенной трещиноватости пород палеозоя.

Радиохимические особенности природных вод

Изученные природные воды пресные и ультрапресные с величиной общей минерализации от 127 до 1848 мг/л, преимущественно HCO_3 , Mg-Ca, HCO_3 , Na-Mg-Ca и SO_4-HCO_3 Na-Mg-Ca состава. Отмечается закономерный рост содержания основных солеобразующих компонентов (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , HCO_3^- , Cl^- , NO_3^- и SO_4^{2-}) с увеличением общей минерализации природных вод в четкой корреляции с их химическим типом (Новиков и др., 2021; Novikov et al., 2021a, b; Novikov et al., 2023). Изученные природные воды были разделены на 4 группы: поверхностные (I) и подземные: родниковые (II), дренажные воды карьеров (III) и воды из водозаборных скважин (IV) (табл. 1).

Поверхностные воды (группа I) в основном характеризуются HCO_3 Mg-Ca и HCO_3 Na-Mg-Ca составом с величиной общей минерализации 57–1087 мг/л (рис. 3). Геохимические параметры среды изменяются от восстановительных ($Eh -74$ мВ) до окислительных ($Eh +344$ мВ), pH варьирует от нейтрального до щелочного (6,6–9,5), а содержание растворенного кислорода ($O_{2\text{раств}}$) находится в диапазоне от 1,26 до 20,28 мг/л. Наиболее низкие значения (менее 60 мг/л) величины общей минерализации отмечаются для искусственных озер, а высокие – рек Махалиха, Ирмень и Малая Ирмень (852–1087 мг/л). Отрицательные значения окислительно-восстановительного потенциала установлены в реках Барлак (–74 мВ), Обь (–35 мВ) и в озере Сенчанка (–31 мВ).

ГР	M*	pH	Eh,	активность, Бк/дм ³				
	мг/дм ³		мВ	K ⁴⁰	Rn ²²²	Ra ²²⁶	Th ²³² ×10 ³	U ²³⁸ ×10 ²
I	<u>57–1087</u> 445(205)	<u>6,6–9,5</u> 8(205)	<u>–74–311</u> 155(205)	<u>1–47</u> 6(205)	<u>0–86</u> 4(205)	<u>0–0,7</u> 0,03(205)	<u>0–0,3</u> 0,03(205)	<u>0–67,7</u> 3,6(205)
II	<u>320–1049</u> 561(53)	<u>7,1–8,3</u> 8(52)	<u>–92–286</u> 151(52)	<u>0–27</u> 3(63)	<u>0–130</u> 24(63)	<u>0–0,6</u> 0,1(63)	<u>0–0,36</u> 0,02(63)	<u>0–56,3</u> 5,5(63)
III	<u>93–789</u> 512(42)	6,2–8,8 8(41)	<u>8–302</u> 179(41)	<u>1–27</u> 10(42)	<u>1–474</u> 68(35)	<u>0–25,2</u> 2,7(42)	<u>0–8,7</u> 0,47(35)	<u>0,1–2390,6</u> 251,8(42)
IV	<u>171–1568</u> 636(417)	<u>6,1–8,4</u> 8(411)	<u>–332–313</u> 93(411)	<u>0–85,5</u> 7(427)	<u>0–1161</u> 67(427)	<u>0–4,5</u> 0,3 (427)	<u>0–5,85</u> 0,07(282)	<u>0–430</u> 24,9(395)

Табл. 1. Содержание радиоактивных элементов и физико-химические параметры природных вод восточных районов Новосибирской области. Примечание: ГР – группа природных вод; M* – минерализация; I – поверхностные; подземные: II – родник/колодец; III – дренажные (карьеры); IV – из водозаборных скважин.

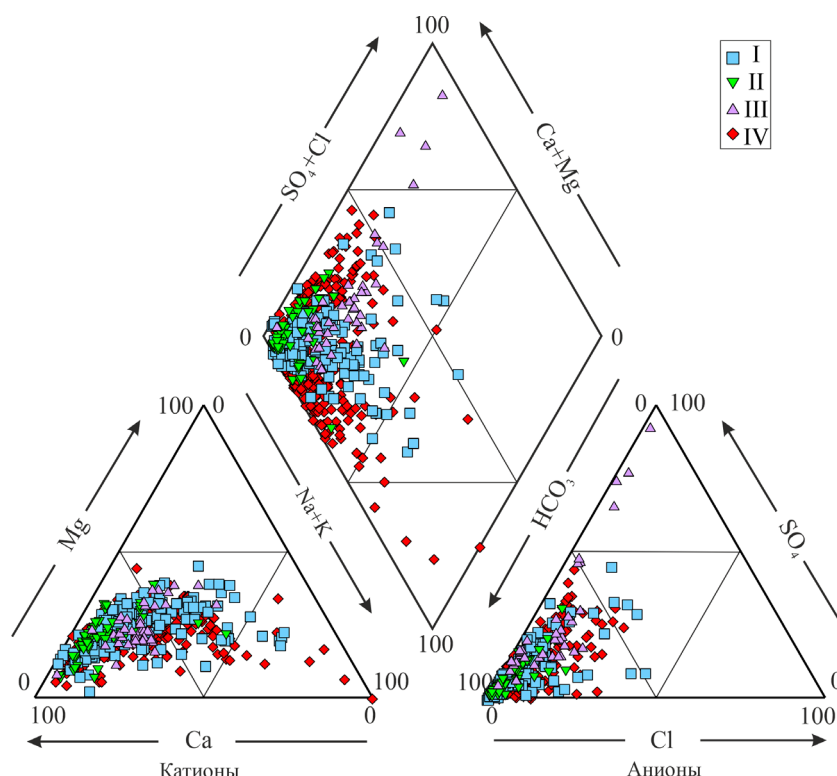


Рис. 3. Диаграмма Пайпера химического состава природных вод восточных районов Новосибирской области: I – поверхностные; подземные: II – родниковые; III – дренажные (карьеры); IV – из водозаборных скважин

Родниковые воды (группа II) в основном HCO_3 Mg-Ca состава с величиной общей минерализации, изменяющейся от 320 до 1049 мг/л (рис. 3). Геохимические параметры среды варьируют от восстановительных (E_h –92 мВ) до окислительных (E_h +286 мВ), по водородному показателю воды относятся к нейтральным и слабощелочным (pH 7,1–8,3). Отмечается, что в черте г. Новосибирск концентрации сульфат-иона и хлорид-иона выше относительно всех изученных родниковых вод и составляют 118–121 мг/л и 39–46 мг/л соответственно. Восстановительные условия характеризуют воды из родников преимущественно Новосибирского района.

Дренажные воды (группа III) карьеров преимущественно SO_4 - HCO_3 Na-Mg-Ca состава с величиной общей минерализации 93–789 мг/л. Геохимические параметры среды характеризуются окислительными условиями (E_h от +8 до +302 мВ), pH варьирует от нейтрального до щелочного (6,2–9,1), а содержание растворенного кислорода ($\text{O}_{2\text{раств}}$) находится в диапазоне от 2,07 до 16,59 мг/л. Относительно всех изученных дренажных вод по составу отличаются воды из карьера Борок, где среди анионов появляется хлорид-ион (11–14 %-экв.), и их можно отнести к Cl - SO_4 - HCO_3 Na-Mg-Ca химическому типу.

Подземные воды из водозаборных скважин (группа IV) в основном характеризуются HCO_3 Mg-Ca и HCO_3 Na-Mg-Ca составом с величиной общей минерализации 171–1492 мг/л (рис. 3). Геохимические параметры среды восстановительные с E_h (–2,7)–(–332) мВ, pH 6,9–8,0 и содержанием растворенного кислорода 0,29–10,66 мг/л. В подземных водах Новосибирского и Искитимского районов Новосибирской области установлены повышенные концентрации сульфат-иона (51–332 мг/л и 51–246 мг/л соответственно) и хлорид-иона (43–128 мг/л и 43–211 мг/л

соответственно) (Новиков и др., 2021; Novikov et al., 2021a, b; Novikov et al., 2023).

Фоновые содержания урана в изученных поверхностных водах (озера и реки) не превышают предельно допустимой концентрации и в среднем составляют 0,002 мг/дм³. Концентрации выше предельно допустимых концентрации (ПДК) для вод питьевого назначения (0,015 мг/дм³) приурочены к зоне распространения сенчанского (с. Сенчанка) и колыванского (с. Колывань) массивов, относящихся к белокурихинскому гранит-лейкогранитовому комплексу. Активность урана-238 изменяется в широком диапазоне от 4×10^{-4} до 0,67 Бк/дм³, составляя в среднем 0,03 Бк/дм³ (рис. 4, табл. 1). Отношение четных изотопов урана (U^{234} к U^{238}) значительно выше равновесного и достигает 1,65. Активность радия-226 изменяется в диапазоне от 1×10^{-4} до 0,7 Бк/дм³ и в среднем не превышает 0,028 Бк/дм³. Аномально высокие значения (от 0,1 до 0,7 Бк/дм³) приурочены к западной границе Обь-Зайсанской складчатой области и, вероятнее всего, связаны с повышенными содержания ради в глинистых отложениях палеогеново-неогенового возраста (бешульская и новомихайловские свиты). Активность радона в изученных поверхностных водах практически на всей территории исследования изменяется в диапазоне от следовых до 42 Бк/дм³ составляя в среднем 3,6 Бк/дм³. Значения, превышающие санитарно-гигиенические нормы, установленные в Российской Федерации (более 60 Бк/дм³), выявлены только в зоне развития Колыванского гранитоидного массива и достигают 86 Бк/дм³. Содержание калия изменяется в диапазоне от 0,32 до 7,7 мг/дм³, со средним значением 1,71 мг/дм³.

Природный изотоп калия-40 вносит существенный вклад в общую радиоактивность поверхностных вод, его фоновые значения активности не превышают 5,7 Бк/дм³

(рис. 4, табл. 1). Повышенные значения активности установлены в водах озера в с. Шилово (до 47 Бк/дм³) и могут быть связаны с использованием удобрений сельским хозяйством, а также в озере около завода по производству кирпича (до 24 Бк/дм³) в Дзержинском районе г. Новосибирска, где повышенные значения калия в поверхностных водах могут быть связаны с использованием карбоната калия. Содержание тория в поверхностных водах Обь-Зайсанской складчатой области изменяется в пределах 5×10^{-10} до 8×10^{-8} г/дм³, что связано с образованием окислов тория и их осаждением из раствора при действии щелочей или аммиака. Активность изотопа тория-232 не превышает 0,3 мБк/дм³ при среднем значении 0,03 мБк/дм³.

Дренажные воды карьеров в пределах восточных районов Новосибирской области изучены в Абрашинском и Маслянинском мраморных карьерах, новосибирском (карьеры Борок и Горский) и обском (Новобибеевский карьер) массивах барлакского гранит-лейкогранитового комплекса, колыванском (карьер Скала) массиве Белокурихинского гранит-лейкогранитового комплекса, в карьере р.п. Горный, где разрабатывается буготаксотогучинский риодацит-базальтовый комплекс, а также в некоторых угольных карьерах Искитимского района. Среди изученных карьеров наибольшими активностями всех природных изотопов характеризуется колыванский массив. Активность родоначальника радиевого ряда – урана-238 – изменяется в пределах от 11,6 до 23,9 Бк/дм³, а активность его дочерних продуктов полураспада радия-226 и радона-222 варьирует от 12,1 до 25,2 Бк/дм³ и от 315

до 500 Бк/дм³ соответственно. Активность тория-232 изменяется от 0,02 до 8 мБк/дм³, составляя в среднем 1 мБк/дм³ в пределах карьера. Активность изотопа калий-40 варьирует от 1,4 до 20,7 Бк/дм³ (рис. 4, табл. 1). Остальные карьеры характеризуются меньшими показателями радиоактивности за исключением некоторых повышенных значений по урану-238 (до 1,5 Бк/дм³, при среднем 0,26 Бк/дм³) в карьере Борок и по калию-40 (до 27 Бк/дм³, при среднем 8,4 Бк/дм³) в карьере Тулинский. Воды характеризуются повышенным соотношением изотопов урана (234 к 238) от 2,2 до 2,9 в пределах колыванского массива и от 1,6 до 4,6 в карьере р.п. Горный.

Родниковые воды Обь-Зайсанской складчатой области в целом характеризуются самыми низкими значениями радиоактивности. В изученных пробах активность урана-238, радия-226, радона-222 не превышает 0,5, 0,6 и 56 Бк/дм³ соответственно (рис. 4, табл. 1). Исключение составляют воды Инских источников, разгрузка которых происходит из юргинской свиты, в водах которого концентрации радона достигают 149 Бк/дм³ (Новиков и др., 2022). Активность калия-40 и тория-232 в пределах территории исследования сохраняется на одном уровне и не превышает 27 Бк/дм³ и 0,4 мБк/дм³ соответственно. Воды характеризуются повышенным отношением четных изотопов урана (U^{234} к U^{238}), изменяющимся в диапазоне 1,3–4,6.

Подземные воды из водозаборных скважин изучены в разных геологических обстановках – как в зоне распространения магматических тел, так и в зоне распространения осадочных отложений широкого стратиграфического

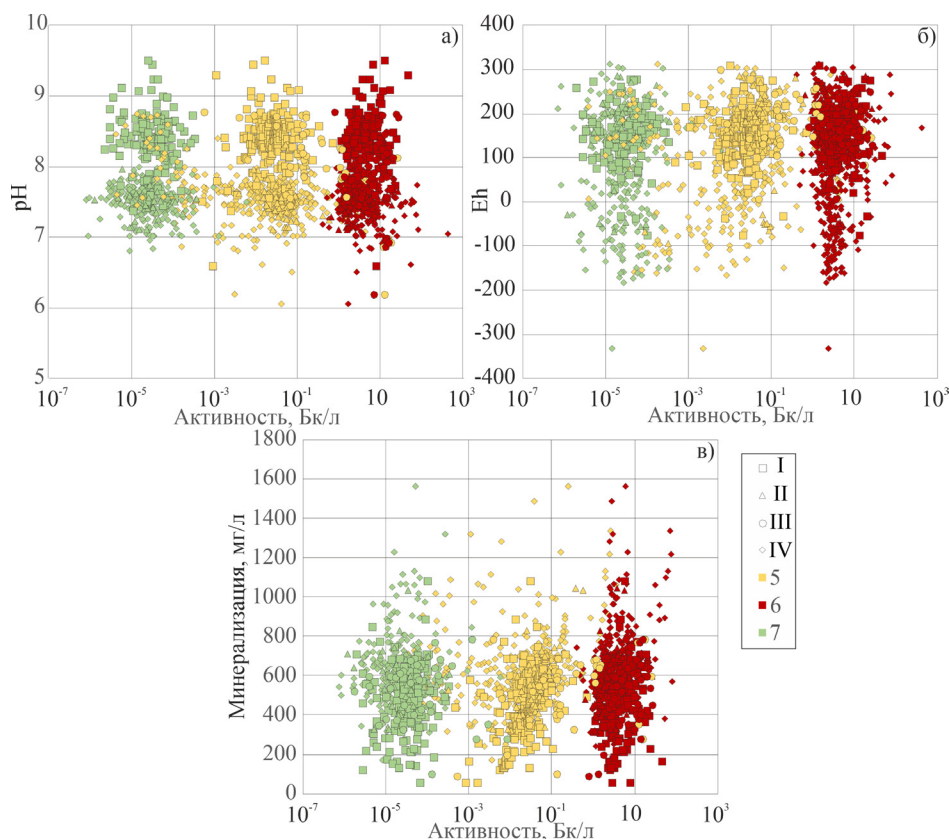


Рис. 4. Изменение активности изотопов от pH (а), Eh (б) и величины общей минерализации природных вод (в). Природные воды: 1 – поверхностные; подземные: 2 – родниковые; 3 – дренажные (карьеры); 4 – из водозаборных скважин. Изотопы: 5 – радий-226; 6 – калий-40; 7 – торий-232.

диапазона от каменноугольных до четвертичных. Выборку составили 420 проб, отобранных как в частных скважинах, так и в скважинах централизованного водоснабжения населения. Содержание природных радионуклидов изменяется в широком интервале. Наибольшие значения их активности приурочены к зоне развития Новосибирского, Колыванского и Барклакского массивов (СНТ Аэрофлот-1, СНТ Иня-НАПО, ДНТ Чкаловские просторы, р.п. Колывань), где активность урана-238, радия-226, радона-222 многократно превышает предельно допустимые значения и достигает 4,3, 4,52 и 1161 Бк/дм³ соответственно. Несмотря на близкий химический и радионуклидный состав пород Новосибирского и Обского массивов (опробован в районе с. Новобибеево), подземные воды второго характеризуется более низкими значениями активности урана-238, радия-226, радона-222 и не превышают 0,2, 1,6 и 249 Бк/дм³ соответственно. Изотопное отношение урана-234 к урану-238 во всех пробах превышает 4 ед. Поведение тория в подземных водах зоны распространения интрузивных образований более сложное – в пределах барлакского гранит-лейкогранитового комплекса активность изотопа торий-232 изменяется от $3,8 \times 10^{-6}$ в зоне распространения Новосибирского массива до $2,2 \times 10^{-4}$ Бк/дм³ Обского и до $5,85 \times 10^{-3}$ Бк/дм³ в зоне влияния Колыванского массива. Характерным отличием зоны контакта Новосибирского массива является повышенная активность тория-232, достигающая $1,2 \times 10^{-3}$ Бк/дм³. Зоны контакта Колыванского, Обского и Барлакского массивов (СНТ Обской Садовод, п. Садовый и др.) характеризуются закономерным снижением содержаний урана-238, радия-226, радона-222 природных радионуклидов до значений 0,05, 0,04 и 40 Бк/дм³ соответственно. Активность изотопов урана-238, радия-226 и радона-222 в подземных водах зоны распространения осадочных комплексов девонского и каменноугольного возрастов варьирует в диапазонах $3,3 \times 10^{-5}$ –0,2, $3,5 \times 10^{-5}$ –0,2 и 0–120 Бк/дм³ соответственно. Повышенные содержания урана-238 (до 0,2 Бк/дм³), радия-226 (до 0,2 Бк/дм³) и радона-222 (до 203 Бк/дм³) приурочены к зонам разломов в южной части г. Новосибирска, Искитимского, Болотнинского

и Мошковского районов Новосибирской области. Активность изотопа калия-40 в пределах Обь-Зайсанской складчатой области изменяется в широком диапазоне от 0,4 до 84,5 Бк/дм³. Наибольшие значения от 10 до 84,5 Бк/дм³ получены в зоне распространения Новосибирского и Колыванского массивов. В подземных водах Обского массива среднее значение активности калия-40 составляет 9,4 Бк/дм³, а для зоны распространения осадочных пород снижается до 3,47 Бк/дм³.

Радиологические параметры природных вод

Рассмотрим распределение радиологических параметров, применяемых в мировой практике для оценки опасности природных вод для населения. Фоновое значение радиового эквивалента (Ra_{eq}) для поверхностных вод составляет 0,5 ед (диапазон от 0,1 до 0,90), более высокие значения от 0,85 до 1,97 установлены в зоне влияния Колыванского массива (табл. 2). Максимальные значения установлены в озере рядом с с. Шиловое, которые приурочены к повышенному содержанию калия. Дренажные воды карьеров Новосибирского, Барлакского и Обского массивов характеризуются повышенными значениями и варьируют в диапазоне 1,0 до 2,6, при среднем значении 1,6, а в водах Колыванского массива от 13,2 до 26,8, при среднем значении 17,6 (рис. 5, табл. 2). Родниковые воды Обь-Зайсанской складчатой области характеризуются низкими значениями радиового эквивалента и изменяются в пределах от 0,08 до 0,8, при среднем значении 0,4. Для подземных вод Ra_{eq} изменяется в диапазоне от 0 до 1,1 для зоны распространения осадочных отложений, и от 1,7 до 8,8 в зоне распространения Новосибирского массива. В пределах Обь-Зайсанской складчатой области все выявленные значения Ra_{eq} ниже предельно допустимого значения в 370 Бк/дм³ (Beretka, Mathew, 1985).

Фоновые значения мощности поглощенной из воздуха дозы (гамма-излучения) (D_γ) для поверхностных и родниковых вод не превышают 0,3 нГр/ч, значения более 1,0 приурочены к зонам развития интрузивных тел (г. Новосибирск и сопредельные территории, р.п. Колывань, р.п. Горный, с. Абрашино), для поверхностных

ГР	Ra _{eq}	Dγ, нГр/ч	AEDE _{in}	AEDE _{out}	H _{ex}	H _{int}	Iγ ×10 ²	ELCR	AGDE мкрЗв/год
			мкрЗв/ч		×10 ³	×10 ²		×10 ³ , мкрЗв	
I	<u>0,1–3,6</u> 0,5(202)	<u>0,1–2,0</u> 0,3(205)	<u>0,3–9,7</u> 1,2(202)	<u>0,1–1,3</u> 0,4(42)	<u>0,3–9,8</u> 1,3(202)	<u>0,1–1,0</u> 0,1(202)	<u>0,2–3,1</u> 0,4(202)	<u>0,2–8,4</u> 1,1(202)	<u>0,4–14,8</u> 1,9(202)
II	<u>0,1–2,1</u> 0,4(54)	<u>0,1–1,1</u> 0,2(54)	<u>0,2–5,5</u> 1,0(54)	<u>0,1–1,4</u> 0,2(54)	<u>0,2–5,6</u> 1,0(54)	<u>0,2–0,6</u> 0,1(54)	<u>0,1–1,8</u> 0,3(54)	<u>0,1–2,4</u> 0,7(54)	<u>0,3–8,4</u> 1,4(54)
III	<u>0,1–26,8</u> 3,4(42)	<u>0–12,5</u> 1,6(42)	<u>0,2–61,3</u> 8,1(42)	<u>0–15,3</u> 2(42)	<u>0,2–72,4</u> 9,3(42)	<u>0–13,4</u> 1,6(42)	<u>0,1–18,2</u> 2,4(42)	<u>0,1–53,7</u> 7,1(42)	<u>0,3–80,4</u> 11(42)
IV	<u>0–8,8</u> 0,7(418)	<u>0–4,5</u> 0,4(418)	<u>0,1–100</u> 2,1(418)	<u>0–5,5</u> 0,4(418)	<u>0,1–92</u> 2,1(418)	<u>0–9,2</u> 0,3(418)	<u>0–7,0</u> 0,6(418)	<u>0–15,9</u> 1,5(418)	<u>0,2–32,9</u> 2,9(418)
Предельно допустимые значения (согласно World Health Organization (WHO), United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR))									
	Бк/л	нГр/ч	мкрЗв/год				мкрЗв/год		мкрЗв/год
	370	55	460	510	1	1	0,1	0,29	300

Табл. 2. Значения показателей радиологической опасности. Примечание: ГР – группа природных вод; I – поверхностные; подземные; II – родник/колодец; III – дренажные (карьеры); IV – из водозаборных скважин.

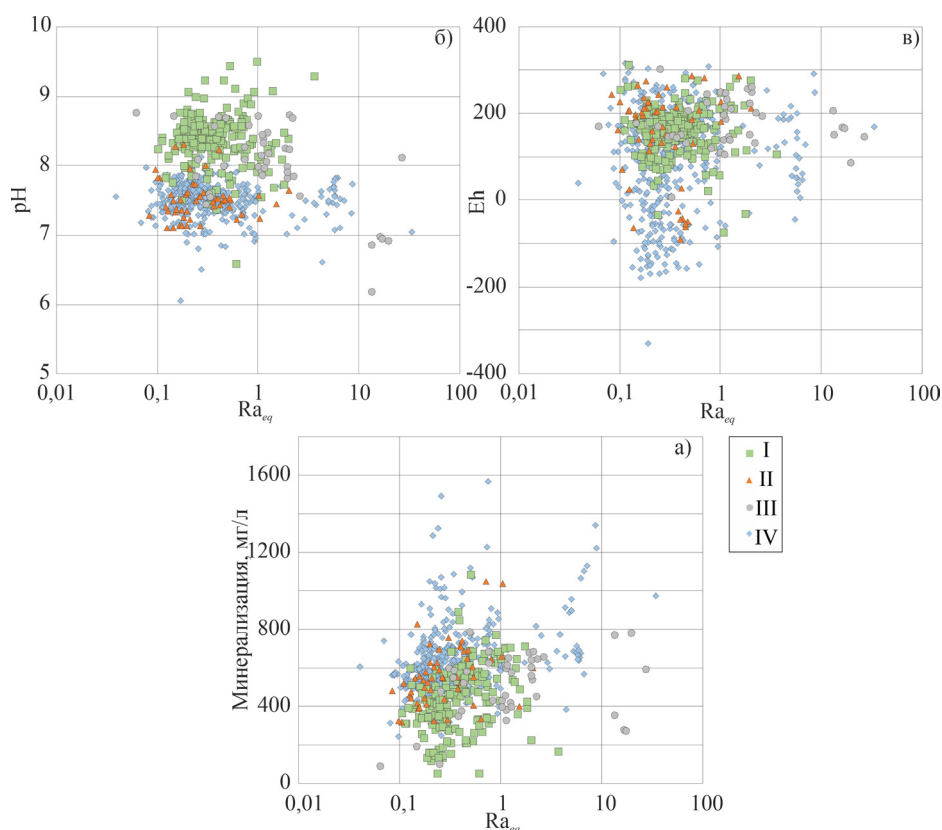


Рис. 5. Зависимость радиевого эквивалента (Ra_{eq}) от pH (а), Eh (б) и величины общей минерализации (в) природных вод. Природные воды: 1 – поверхностные; подземные: 2 – родниковые; 3 – дренажные (карьеры); 4 – из водозаборных скважин.

вод (табл. 2). В водах карьеров установлены повышенные значения, изменяющиеся в диапазоне от 1,0 до 2,6 нГр/ч для Новосибирского и от 6,2 до 12,5 нГр/ч в пределах Колыванского массивов. Подземные воды в зоне распространения осадочных комплексов характеризуются значениями 0,02–0,81 нГр/ч (со средним 0,18), 1,0–2,0 для Обского массива (в районе с. Новобибеево), и 2,1–4,5 в зоне влияния Новосибирского и Колыванского массивов, что значительно ниже общепринятой нормы в 55 нГр/ч (Kurnaz et al., 2007; Ravisankar et al., 2012).

Годовая эффективная эквивалентная доза (AEDE) не должна превышать 0,46 мЗв/год (Sources and Effects of Ionizing Radiation..., 2000). В пределах Обь-Зайсанской складчатой области показатели для всех изученных вод не превышают допустимые нормы (табл. 2). Повышенные относительно фона значения всех изученных групп приурочены к Колыванскому массиву.

Индекс опасности (H_{ex} и H_{int}) используется для оценки радиологической опасности зданий, при использовании определенных строительных материалов. Природные воды часто используются для изготовления растворов и вносят вклад в общую радиоактивность строений. Согласно принятым нормам, предельно допустимое значение не должно превышать единицы (Krieger, 1981). В пределах Обь-Зайсанской складчатой области фоновые значения H_{ex} и H_{int} составляют $0,13 \times 10^{-3}$ мЗв/год для поверхностных вод, 15×10^{-3} для дренажных вод карьеров, $0,1 \times 10^{-3}$ для родниковых вод и $2,2 \times 10^{-3}$ для подземных вод (табл. 2). Повышенные значения установлены в дренажных и подземных водах карьера Скала и д. Чаус (Колыванский массив) и достигают 113×10^{-3} мЗв/год

и до 29×10^{-3} мЗв/год в зоне развития Новосибирского массива.

Пожизненный риск онкологического заболевания (ELCR) на территории исследования изменяется в диапазоне от $0,2 \times 10^{-3}$ до 8×10^{-3} мкрЗв/год для поверхностных, от $0,1 \times 10^{-3}$ до 53×10^{-3} для дренажных вод карьеров, от $0,1 \times 10^{-3}$ до 2×10^{-3} мкрЗв/год для вод источников и $0,1 \times 10^{-4}$ до 19×10^{-3} мкрЗв/год для подземных вод. Наибольшие значения для всех типов вод приурочены к зоне развития Новосибирского и Колыванского массивов.

Фоновые значения эквивалента годовой гонадной дозы не превышают 2,86 мкрЗв/год. Для поверхностных вод максимальные значения до 14,8 мкрЗв/год установлены в западной части Обь-Зайсанской складчатой области (от с. Верх-Тула до с. Ярково), и в основном связаны с повышенным содержанием калия в природных водах. В зоне развития Новосибирского, Колыванского и Обского массивов максимальные значения достигают 7,93 мкрЗв/год и обусловлены повышенными содержаниями урана. Дренажные воды карьеров, разрабатывающих осадочные отложения, характеризуются значениями эквивалента годовой гонадной дозы, не превышающими 3,9 мкрЗв/год, для Новосибирского массива характерны значения от 3,9 до 8,9, и максимальные значения установлены в пределах Колыванского массива – от 39,4 до 80,38 мкрЗв/год, что объясняется повышенной активностью урана и тория.

Природные воды Обь-Зайсанской складчатой области в целом характеризуются низкими значениями всех радиологических параметров относительно норм, принятых международными организациями (WHO handbook on

Местоположение	Максимальные значение активности, Бк/дм ³					источник
	K ⁴⁰	Rn ²²²	Ra ²²⁶	Th ²³²	U ²³⁸	
Ирак	447,1	-	75,7	68,7	-	Salih, 2022
Ирак	25,1	-	0,65	25,1	0,69	al-Sofy et al., 2023
Намибия	0,002	-	-	0,46	233,4	Mathuthu et al., 2021
Йемен	15,05	-	3,47	2,02	0,41	Abd El-Mageed et al., 2013
Испания	<1	-	0,17	-	0,16	Borrego-Alonso et al., 2023
Китай	-	-	4	0,3	-	Ziqiang et al., 1988
Восточные районы Новосибирской области	6,34	43,7	0,31	0,002	0,29	

Табл. 3. Сравнение содержания радиоактивных элементов с другими исследованиями

indoor radon..., 2009; Guidelines for drinking water quality, 2011). В международной практике нормы установлены для пород, строительных материалов, почв и др., а вклад природных вод в общую радиоактивность окружающей нас среды практически не учитывается. Сравнение с результатами схожих исследований по природным водами России (Shvarts et al., 2023), Саудовской Аравии (Alotaibi et al., 2024), Индии (Satyanarayana et al., 2023), Ирака (al-Sofy et al., 2023), Намибии (Mathuthu et al., 2021), Йемена (Abd El-Mageed et al., 2013), Европы (Gómez et al., 2022; Borrego-Alonso et al., 2023), Египта (Salahel et al., 2021; Salih, 2022), Китая (Ziqiang et al., 1988; Zhuo et al., 2001; Wang, 2002) (табл. 3) позволяет сделать вывод, что значения радиологических параметров изученных вод зоны распространения осадочных отложений в пределах Обь-Зайсанской складчатой области могут считаться безопасными для технического использования населением. Природные воды, приуроченные к интрузивным телам, характеризуются более высокими концентрациями урана-238, радия-226, радона-222, тория-232 и калия-40. Значения радиологических параметров находятся на одном уровне с природными водами Нигерии (Nwankwo et al., 2012; Ibrahim et al., 2014; Avwiri et al., 2014) и Ирака (Alaboodi et al., 2020), где на состав природных вод большее влияние также оказывают интрузивные тела. В пределах Новосибирского, Обского и Барлакского массивов основной вклад в радиоактивность природных вод вносит уран и продукты его распада. Для Колыванского массива характерно увеличение активности тория-232, поскольку в нем проявлена ториевая минерализация. В единичных пробах поверхностных вод установлена повышенная активность калия-40, происхождение которой может быть обусловлена техногенными факторами.

Заключение

Исходя из вышеописанного, в восточной части Новосибирской области развиты пресные и ультрапресные природные воды с величиной общей минерализации от 127 до 1848 мг/дм³, преимущественно HCO₃ Mg-Ca, HCO₃ Na-Mg-Ca и SO₄-HCO₃ Na-Mg-Ca состава. Изученные природные воды были разделены на 4 группы: поверхностные (I) и подземные, разделенные на родниковые (II), дренажные воды карьеров (III), и воды из водозаборных скважин (IV). Окислительно-восстановительный потенциал (Eh) изменяется от –74 мВ до +344 мВ для поверхностных вод, от –92 мВ до +286 мВ для родниковых,

от +8 до +302 мВ для дренажных вод карьеров и от –2,7 до –332 мВ для подземных. Водородный показатель (pH) изменяется от 6,6 до 9,5 для поверхностных вод, от 6,2 до 9,1 для дренажных вод карьеров, от 7,1 до 8,3 для родниковых и от 6,9 до 8,0 для подземных. Содержание растворенного кислорода (O_{2раств}) находится в диапазоне от 1,26 до 20,28 мг/дм³ в поверхностных водах, 2,07–16,59 мг/дм³ в дренажных водах карьеров, 0,51–10,75 мг/дм³ в родниковых и 0,29–10,66 мг/дм³ в подземных.

Содержание природных радионуклидов изменяется в широком интервале. Наибольшие значения их активности приурочены к зоне развития Новосибирского, Колыванского и Барлакского массивов. Несмотря на близкий химический и радионуклидный состав пород Новосибирского и Обского массивов, подземные воды второго характеризуется более низкими значениями активности урана-238, радия-226, радона-222. Поведение тория в подземных водах зоны распространения интрузивных образований более сложное, его повышенная активность приурочена к зоне распространения Новосибирского массива. Зоны контакта Колыванского, Обского и Барлакского массивов характеризуются закономерным снижением активностей урана-238, радия-226, радона-222 до одного уровня с активностью в подземных водах зоны распространения осадочных комплексов девонского и каменноугольного возрастов. Повышенные содержания приурочены к зонам разломов в южной части г. Новосибирска, Искитимского, Болотнинского и Мошковского районов Новосибирской области. Наибольшие значения активности изотопа калия-40 приурочены к зоне распространения Новосибирского и Колыванского массивов.

В целом природные воды восточной части Новосибирской области характеризуются низкими значениями всех радиологических параметров относительно норм, принятых международными организациями. Анализ радиологических параметров изученных вод зоны распространения осадочных отложений в пределах Обь-Зайсанской складчатой области показывает, что природные воды могут считаться безопасными для населения, а повышенные значения, приуроченные к зонам развития интрузивных тел, находятся на одном уровне с другими регионами мира, имеющими похожее геологическое строение. Резюмируя вышесказанное, следует отметить, что на территории Обь-Зайсанской складчатой области уровень радиологического загрязнения окружающей среды контролируется геологическим строением.

Финансирование

Исследования выполнены при финансовой поддержке проекта № 25-17-20024 Российского научно-го фонда и Правительства Новосибирской области (№ 30-2025-000896).

Литература

- Бабин Г.А., Черных А.И., Головина А.Г., Жигалов С.В., Долгушин С.С., Ветров Е.В., Кораблева Т.В., Бодина Н.А., Светлова Н.А., Федосеев Г.С., Хилько А.П., Епифанов В.А., Лоскутов Ю.И., Лоскутов И.Ю., Михаревич М.В., Пихутин Е.А. (2015). Государственная геологическая карта Российской Федерации. М-6 1:1 000 000 (третье поколение). Серия Алтае-Саянская. Лист N-44 – Новосибирск. Объяснительная записка. СПб: Картографическая фабрика ВСЕГЕИ, 392 с.
- Буслов М.М., Сафонова И.Ю., Федосеев Г.С., Рейчоу М., Дэвис К., Бабин Г.А. (2010). Пермо-триасовый плутовый магматизм Кузнецкого бассейна (Центральная Азия): геология, геохронология и геохимия. *Геология и геофизика*, 51(9), с. 1310–1328.
- Гудзенко В.В., Дубинчук В.Т. (1987). Изотопы радия и радон в природных водах. М: Наука, с. 158.
- Казеннов А.И., Исайкина Н.С., Неволько А.И. (1982). Стратиграфия и литология отложений верхнего девона и карбона Колывань-Томской складчатой зоны. Новосибирск: ФБУ ТФГИ по СФО.
- Несмеянов А.Н. (1978). Радиохимия. М: Химия. 560 с.
- Новиков Д.А., Копылова Ю.Г., Сухорукова А.Ф., Вакуленко Л.Г., Пыряев А.Н., Максимова А.А., Деркачев А.С., Фаре А.Н., Хвощевская А.А., Дульцев Ф.Ф., Черных А.В., Мельгунов М.С., Калинин П.Н., Растигеев С.А. (2022а). Об открытии слаборадоновых вод - Инские источники. *Геология и геофизика*, 63(12), с. 1714–1732. <http://dx.doi.org/10.15372/gig2021181>
- Новиков Д.А., Сухорукова А.Ф., Корнеева Т.В., Каменова-Тоцева Р.М., Максимова А.А., Деркачев А.С., Дульцев Ф.Ф., Черных А.В. (2021). Гидрогеология и гидрогеохимия месторождения радоновых вод «Каменское» (г. Новосибирск). *Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов*, 332(4), с. 192–208. <http://dx.doi.org/10.18799/24131830/2021/04/3162>
- Основные черты геохимии урана (2013). Под ред. ак. А.П. Виноградова. Издание 2-е, испр. Томск, с. 352.
- Рачкова Н.Г., Шуктомова И.И. (2010). Распределение урана и тория в подзолистой почве, загрязненной их растворимыми соединениями. *Геохимия*, 2, с. 187.
- Сухоруков В.П., Новиков Д.А., Сухорукова А.Ф., Максимова А.А., Яндола Н.И. (2024). Петрографические особенности гранитоидов и минералы-концентраты радиоактивных и редкоземельных элементов Обь-Зайсанской складчатой области. *Геология и минерально-сырьевые ресурсы Сибири*, 2(58), с. 86–99. <https://doi.org/10.20403/2078-0575-2024-2-86-99>
- Шварцев С.Л. (1998). Гидрогеохимия зоны гипергенеза. 2-е изд. исправл. и доп. М.: Недра, 366 с.
- 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection (1991). ICRP Publication 60. Ann. ICRP 21 (1-3). <https://www.icrp.org/publication.asp?id=ICRP%20Publication%2060>
- Abd El-Mageed A.I., El-Kamel A.E., Abbady A.E., Harb S., Saleh I.I. (2013). Natural radioactivity of ground and hot spring water in some areas in Yemen. *Desalination*, 321, pp. 28–31. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.11.022>
- Alaamer A.S. (2008). Assessment of human exposures to natural sources of radiation in soil of Riyadh, Saudi Arabia. *Turkish J. Eng. Env. Sci.*, 32, pp. 229–234.
- Alaboodi A.S., Kadhimi N.A., Abojassim A.A., Baqir Hassan A. (2020). Radiological hazards due to natural radioactivity and radon concentrations in water samples at Al-Hurrah city, Iraq. *International Journal of Radiation Research*, 18(1), pp. 1–11. <https://doi.org/10.18869/acadpub.ijrr.18.1.1>
- Alotaibi M.F., Alharbi K.N., Alosime E.M., Alhawali L.H., Albarqi M.M., Alsulami R.A. (2024). Natural radioactivity in soil and water of Saudi Arabia: A mixed-studies review. *Journal of Radiation Research and Applied Sciences*, 17(2), 100897. <https://doi.org/10.1016/j.jrras.2024.100897>
- al-Sofy D.S.M., Al-Jomaily F.M.A. (2023). Heat Production Rate and Radiation Hazard Indices from Radioactive Elements in Different Types of Natural Water in Nineveh Governorate, Iraq. *Baghdad Science Journal*, 20(6), pp. 2307–2321. <https://dx.doi.org/10.21123/bsj.2023.7544>
- Audi G., Bersillon O., Blachot J., Wapstra A.H. (2003). The Nubase evaluation of nuclear and decay properties. *Nuclear Physics A*, 729(1), pp. 3–128. <https://doi.org/10.1016/j.nuclphysa.2003.11.001>
- Avwiri G.O., Ononugbo C.P., Nwokeji I.E. (2014). Radiation Hazard Indices and Excess Lifetime cancer risk in soil, sediment and water around mini-okoro/oginibacreek, Port Harcourt, Rivers State, Nigeria. *Environ. Earth Sci.*, 3(1), pp. 38–50.
- Beretka J., Mathew P.J. (1985). Natural Radioactivity of Australian Building Materials, Industrial Wastes and By-Products. *Health Physics*, 48, pp. 87–95. <http://dx.doi.org/10.1097/00004032-198501000-00007>
- Borrego-Alonso D., Quintana-Arnés B., Lozano J.C. (2023). Natural radionuclides behaviour in drinking groundwaters from Castilla y León (Spain); radiological implications. *Water Research*, 245, 120616. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120616>
- Chung Y.C. (1981). Radium-226 and Radon-222 in southern California groundwaters: spatial variations and correlations. *Geophysical Research Letters*, 8(5), pp. 457–460. <https://doi.org/10.1029/GL008i005p00457>
- Clarke H., Bines W. (2011). Evolution of ICRP Recommendations-1977, 1990, and 2007. Changes in Underlying Science and Protection Policy and Case Study of Their Impact on European and UK Domestic Regulation, p. 114.
- Effects of Ionizing Radiation, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR) 2006 Report (2008). Volume I. <https://doi.org/10.18356/7fb405cb-en>
- Exposure to radiation from the natural radioactivity in building materials. Nuclear Energy Agency, 75 - Paris (France). (1979). <https://inis.iaea.org/records/xm0ed-se339/files/11513845.pdf?download=1>
- Gómez M., Suursoo S., Martin-Sanchez N., Vaasma T., Leier M. (2022). Natural radioactivity in European drinkingwater: A review. *Crit Rev Environ Sci Tec*, 26, pp. 1–8. <https://doi.org/10.1080/10643389.2022.2041975>
- Green B.M.R., Lomas P.R., O'Riordan M.C. (1992). Radon in Dwellings in England. Radon in Dwellings in England. *National Radiological Protection Board*, Chilton (UK), 72 p.
- Guidelines for drinking water quality (2011). Fourth ed., vol. 1, Recommendations. <https://www.who.int/publications/i/item/9789241549950>
- Hamilton E.I. (1971). The relative radioactivity of building materials. *American Industrial Hygiene Assessment Journal*, 32, pp. 398–403. <https://doi.org/10.1080/0002889718506480>
- Ibrahim M., Shalabiea O., Diab H. (2014). Measurement of some radioactive elements in drinking water in Arar city, Saudi Arabia. *American journal of life sciences*, 2(1), pp. 24–28. <https://doi.org/10.11648/j.ajls.20140201.13>
- Kabir K.A., Islam S.A.M., Rahman M.M. (2009). Distribution of radionuclides in surface soil and bottom sediment in the district of Jessore, Bangladesh and evaluation of radiation hazard. *J. Bangladesh Acad. Sci.*, 33(1), pp. 117–130. <https://doi.org/10.3329/jbas.v33i1.2956>
- Krieger R. (1981). Radioactivity of Construction Materials. *Betonwerk und Fertigteil-Technik. Concrete Precasting Plant and Technology*, 47, pp. 468–446.
- Kurnaz A., Küçükömeroğlu B., Keser R., Okumusoglu N.T., Korkmaz F., Karahan G., Çevik U. (2007). Determination of radioactivity levels and hazards of soil and sediment samples in Firtina Valley (Rize, Turkey). *Applied Radiation and Isotopes*, 65(11), pp. 1281–1289. <https://doi.org/10.1016/j.apradiso.2007.06.001>
- Martin A., Harbison S., Beach K., Cole P. (2018). An introduction to radiation protection. 7th Edition. Boca Raton. CRC Press, p. 246. <https://doi.org/10.1201/9780429444104>
- Mason B.H., Moore C.B. (1982). Principles of Geochemistry. Wiley, 344 p.
- Mathuthu M., Uushona V., Indongo V. (2021). Radiological safety of groundwater around a uranium mine in Namibia. *Physics and Chemistry of the Earth. Parts A/B/C*, 122, 102915. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2020.102915>
- Novikov D.A., Dultsev F.F., Kamenova-Totzeva R., Korneeva T.V. (2021a). Hydrogeological conditions and hydrogeochemistry of radon waters in the Zaeltsovskiy Mochishche zone of Novosibirsk, Russia. *Environmental Earth Sciences*, pp. 1–11. <http://dx.doi.org/10.1007/s12665-021-09486-w>
- Novikov D.A., Dultsev F.F., Sukhorukova A.F., Maksimova A.A., Chernykh A.V., Derkachov A.S. (2021b). Monitoring of radionuclides in the natural waters of Novosibirsk, Russia. *Groundwater for Sustainable Development*, 15, pp. 1–8. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gsd.2021.100674>
- Novikov D.A., Kopylova Yu.G., Pyryaev A.N., Maksimova A.A., Derkachov A.S., Sukhorukova A.F., Dultsev F.F., Chernykh A.V., Khvashchevskaya A.A., Kalinkin P.N., Petrozhitsky A.V. (2023). Radon-rich waters of the Tulinka aquifers, Novosibirsk, Russia. *Groundwater for Sustainable Development*, 20, pp. 1–11. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gsd.2022.100886>
- Nwankwo L.I. (2012). Study of natural radioactivity of groundwater in Sango-Ilorin, Nigeria. *Journal of Physical Science and Application*, 2(8), pp. 289–295.

Ravisankar R., Vanasundari K., Chandrasekaran A., Raja-lakshmi A., Suganya M., Vijayagopal P., Meenak-shisundaram V. (2012). Measurement of natural radioactivity in building materials of Namakkal, Tamil Nadu, India using gamma-ray spectrometry. *Applied Radiation and Isotopes*, 70(4), pp. 699–704. <https://doi.org/10.1016/j.apradiso.2011.12.001>

Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR). (1998). <https://doi.org/10.18356/5cb35a0a-en>
Sajo L., Gomez J., Capote T., Greaves E. D., Herrera O., Salazar V., Smith A. (1997). Gross alpha radioactivity of drinking water in Venezuela. *Journal of Environmental Radioactivity*, 35(3), pp. 305–312. [https://doi.org/10.1016/S0265-931X\(96\)00056-2](https://doi.org/10.1016/S0265-931X(96)00056-2)

Salahel Din K., Ali K., Harb S., Abbady A.B. (2021). Natural radionuclides in groundwater from Qena governorate, Egypt. *Environ Forensics*, 22(1–2), pp. 48–55. <https://doi.org/10.1080/15275922.2020.1834026>

Salih, N.F. (2022). Measurement of natural radioactivity levels in drinking water by gamma spectrometry. *Arab. J. Geosci.*, 15, p. 1157. <https://doi.org/10.1007/s12517-022-10425-7>

Satyanarayana G.V.V., Sivakumar N.S., Vidya Sagar D., Murali N., Rao A.D.P., Lakshmi Narayana P.V. (2023). Measurement of natural radioactivity and radiation hazard assessment in the soil samples of Visakhapatnam, Andhra Pradesh, India. *Journal of the Indian Chemical Society*, 100(1), 100856. <https://doi.org/10.1016/j.jics.2022.100856>

Shvarts A.A., Kaplan E.M., Rumynin V.G., Borovitskaya E. Yu, Erzova V.A. (2023). Natural radioactivity of groundwater in Vendian deposits in St. Petersburg Region. *Journal of Environmental Radioactivity*, 264, 107189. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2023.107189>

Sources and Effects of Ionizing Radiation, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR). (2000). Report, Volume II. <https://doi.org/10.18356/47a75909-en>

Sources and Effects of Ionizing Radiation, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR). (1996). Report. <https://doi.org/10.18356/136a8613-en>

Thomas J.M., Welch A.H., Lico M.S., Hughes J.L., Whitney R. (1993). Radionuclides in ground water of the Carson River Basin, western Nevada and eastern California, U.S.A. *Applied Geochemistry*, 8, pp. 447–471. [https://doi.org/10.1016/0883-2927\(93\)90075-R](https://doi.org/10.1016/0883-2927(93)90075-R)

Wang Z. (2002). Natural radiation environment in China. *International Congress Series*, 1225, pp. 39–46. [https://doi.org/10.1016/S0531-5131\(01\)00548-9](https://doi.org/10.1016/S0531-5131(01)00548-9)

Webb D.A. (1939). The Sodium and Potassium Content of Sea Water. *The Journal of Experimental Biology*, pp. 178–183. <https://doi.org/10.1242/jeb.16.2.178>

WHO handbook on indoor radon: a public health perspective. Geneva: World Health Organization. (2009). <https://www.who.int/publications/item/9789241547673>

Zhuo W., Ida T., Yang X. (2001). Occurrence of ^{222}Rn , ^{226}Ra , ^{228}Ra and U in ground water in Fujian province, China. *J. Environ. Radioact.*, 53, pp. 111–120. [https://doi.org/10.1016/S0265-931X\(00\)00108-9](https://doi.org/10.1016/S0265-931X(00)00108-9)

Ziqiang P., Yin Y., Mingqiang G. (1988). Natural radiation and radioactivity in China. *Radiation Protection Dosimetry*, 24(1–4), pp. 29–38. <https://doi.org/10.1093/rpd/24.1-4.29>

Сведения об авторах

Федор Федорович Дульцев – кандидат геол.-минерал. наук, научный сотрудник, Институт нефтегазовой геологии и геофизики им. А.А. Трофимука СО РАН

Россия, 630090, Новосибирск, пр-т Академика Коптюга, д. 3

e-mail: DultsevFF@ipgg.sbras.ru

Дмитрий Анатольевич Новиков – доктор геол.-минерал. наук, зав. лабораторией, Институт нефтегазовой геологии и геофизики им. А.А. Трофимука СО РАН; научный консультант, Альметьевский государственный технологический университет «Высшая школа нефти»

Россия, 630090, Новосибирск, пр-т Академика Коптюга, д. 3

e-mail: NovikovDA@ipgg.sbras.ru

Статья поступила в редакцию 22.05.2025;

Принята к публикации 10.08.2025; Опубликована 20.12.2025

IN ENGLISH

ORIGINAL ARTICLE

Radiological Hazard of Natural Waters in the Eastern part of the Novosibirsk Oblast

F.F. Dultsev^{1*}, D.A. Novikov^{1,2}

¹Trofimuk Institute of Petroleum Geology and Geophysics of the Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences, Novosibirsk, Russian Federation

²Almetyevsk State Technological University “Petroleum Higher School”, Almetyevsk, Russian Federation

*Corresponding author: Fedor F. Dultsev, e-mail: DultsevFF@ipgg.sbras.ru

Abstract. This paper presents an assessment of the radiological hazard associated with natural waters in the eastern part of Novosibirsk Oblast. The study area is characterized by fresh and ultra-fresh groundwater with total dissolved solids ranging from 127 to 1,848 mg/dm³, predominantly of HCO₃, Mg-Ca, HCO₃, Na-Mg-Ca and SO₄-HCO₃, Na-Mg-Ca composition. The geochemical conditions vary from reducing to oxidizing (Eh from –332 to +313 mV), with pH values between 6.1 and 9.5 and dissolved oxygen concentrations ranging from 0.51 to 16.59 mg/dm³.

The primary contributors to natural radioactivity in these waters are ^{40}K and members of the ^{238}U decay series, including ^{234}U , ^{226}Ra , ^{222}Rn , and other decay products. Measured activities were as follows: ^{40}K – 0 to 85.5 Bq/dm³; ^{238}U – 0 to 4.3 Bq/dm³; ^{226}Ra – 0 to 25.2 Bq/dm³; and ^{222}Rn – 1 to 1,161 Bq/dm³. Activity levels of thorium-232 generally

clarke values, except in waters associated with the western and northwestern parts of the Novosibirsk granitoid massif (Kolyvan, Skala and adjacent areas).

To evaluate the radiological risk, several parameters were calculated based on the activities of ^{40}K , ^{226}Ra , and ^{232}Th : radium equivalent activity (Raeq), absorbed gamma dose rate in air (D_γ), annual effective dose equivalent (AEDE), external and internal hazard indices (Hex and Hint), and excess lifetime cancer risk (ELCR). The results indicate that natural waters of the the eastern part of Novosibirsk Oblast generally exhibit low radiological parameter values – well within international safety standards – and are comparable to those reported for natural waters in Iraq, Namibia, Yemen, Spain, China, and other regions. Consequently, these waters can be classified as safe for domestic (non-potable) use.

However, their use for drinking water supply is significantly restricted due to elevated and high concentrations of ^{222}Rn , observed both in areas underlain by granitic bedrock and in regions with sedimentary deposits.

The natural radioactivity of waters in the the eastern part of Novosibirsk Oblast and the overall radiological background of the environment are primarily controlled by local geological settings. Exceptions include lake waters near Shilovo village and near a brick-manufacturing plant in the Dzerzhinsky District of Novosibirsk, where elevated ^{40}K activity is likely attributable to agricultural application of potassium fertilizers and the use of potassium carbonate in brick production, respectively.

Keywords: radioactivity of natural waters, radiological hazard assessment, radium series, potassium, thorium, eastern districts of Novosibirsk Oblast, Western Siberia

Acknowledgments

This research was supported by the Russian Science Foundation (Project No. 25-17-20024) and the Government of Novosibirsk Oblast (Grant No. 30-2025-000896).

Recommended citation: Dultsev F.F., Novikov D.A. (2025). Radiological Hazard of Natural Waters in the Eastern part of the Novosibirsk Oblast. *Georesursy = Georesources*, 27(4), pp. 306–320. <https://doi.org/10.18599/grs.2025.4.2>

References

- 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection (1991). ICRP Publication 60. Ann. ICRP 21 (1-3). <https://www.icrp.org/publication.asp?id=ICRP%20Publication%2060>
- Abd El-Mageed A.I., El-Kamel A.E., Abbady A.E., Harb S., Saleh I.I. (2013). Natural radioactivity of ground and hot spring water in some areas in Yemen. *Desalination*, 321, pp. 28–31. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.11.022>
- Alaamer A.S. (2008). Assessment of human exposures to natural sources of radiation in soil of Riyadh, Saudi Arabia. *Turkish J. Eng. Env. Sci.*, 32, pp. 229–234.
- Alaboodi A.S., Kadhimi N.A., Abojassim A.A., Baqir Hassan A. (2020). Radiological hazards due to natural radioactivity and radon concentrations in water samples at Al-Hurrah city, Iraq. *International Journal of Radiation Research*, 18(1), pp. 1–11. <https://doi.org/10.18869/acadpub.ijrr.18.1.1>
- Alotaibi M.F., Alharbi K.N., Alosime E.M., Alhawali L.H., Albarqi M.M., Alsulami R.A. (2024). Natural radioactivity in soil and water of Saudi Arabia: A mixed-studies review. *Journal of Radiation Research and Applied Sciences*, 17(2), 100897. <https://doi.org/10.1016/j.jrras.2024.100897>
- al-Sofy D.S.M., Al-Jomaily F.M.A. (2023). Heat Production Rate and Radiation Hazard Indices from Radioactive Elements in Different Types of Natural Water in Nineveh Governorate, Iraq. *Baghdad Science Journal*, 20(6), pp. 2307–2321. <https://dx.doi.org/10.21123/bsj.2023.7544>
- Audi G., Bersillon O., Blachot J., Wapstra A.H. (2003). The Nubase evaluation of nuclear and decay properties. *Nuclear Physics A*, 729(1), pp. 3–128. <https://doi.org/10.1016/j.nuclphysa.2003.11.001>
- Avwiri G.O., Ononugbo C.P., Nwokeoji I.E. (2014). Radiation Hazard Indices and Excess Lifetime cancer risk in soil, sediment and water around mini-okoro/oginigbacreek, Port Harcourt, Rivers State, Nigeria. *Environ. Earth Sci.*, 3(1), pp. 38–50.
- Babin G.A., Chernykh A.I., Golovina A.G., Zhigalov S.V., Dolgushin S.S., Vetrov E.V., Korableva T.V., Bodina N.A., Svetlova N.A., Fedoseev G.S., Khilko A.P., Epifanov V.A., Loskutov Yu.I., Loskutov I.Yu., Mikharevich M.V., Pikhutin E.A. (2015). State geological map of the Russian Federation. Scale 1:1,000,000 (third generation). Altai-Sayan series. Sheet N-44 – Novosibirsk. Explanatory note. St. Petersburg: VSEGEI Cartographic Factory, 392 p. (In Russ.)
- Basic features of uranium geochemistry (2013). Ed. ak. A.P. Vinogradova. 2nd edition. Tomsk, 352 p. (In Russ.)
- Beretka J., Mathew P.J. (1985). Natural Radioactivity of Australian Building Materials, Industrial Wastes and By-Products. *Health Physics*, 48, pp. 87–95. <http://dx.doi.org/10.1097/00004032-198501000-00007>
- Borrego-Alonso D., Quintana-Arnés B., Lozano J.C. (2023). Natural radionuclides behaviour in drinking groundwaters from Castilla y León (Spain): radiological implications. *Water Research*, 245, 120616. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120616>
- Buslov, M. M., Safonova, I. Yu., Fedoseyev, G. S., Reichow, M., Davis, K., Babin, G. A. (2010). Permo-Triassic plume magmatism of the Kuznetsk Basin, Central Asia: geology, geochronology, and geochemistry. *Russian Geology and Geophysics*, 51(9), pp. 1021–1036. <https://doi.org/10.1016/j.rgg.2010.08.010>
- Chung Y.C. (1981). Radium-226 and Radon-222 in southern California groundwaters: spatial variations and correlations. *Geophysical Research Letters*, 8(5), pp. 457–460. <https://doi.org/10.1029/GL008i005p00457>
- Clarke H., Bines W. (2011). Evolution of ICRP Recommendations-1977, 1990, and 2007. Changes in Underlying Science and Protection Policy and Case Study of Their Impact on European and UK Domestic Regulation, p. 114. Effects of Ionizing Radiation, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR) 2006 Report (2008). Volume I. <https://doi.org/10.18356/7fb405cb-en>
- Exposure to radiation from the natural radioactivity in building materials. Nuclear Energy Agency, 75 - Paris (France). (1979). <https://inis.iaea.org/records/xm0ed-se339/files/11513845.pdf?download=1>
- Gómez M., Suursoo S., Martin-Sanchez N., Vaasma T., Leier M. (2022). Natural radioactivity in European drinkingwater: A review. *Crit Rev Environ Sci Tec*, 26, pp. 1–8. <https://doi.org/10.1080/10643389.2022.2041975>
- Green B.M.R., Lomas P.R., O'Riordan M.C. (1992). Radon in Dwellings in England. Radon in Dwellings in England. National Radiological Protection Board, Chilton (UK), 72 p.
- Gudzenko V. V., Dubinchuk V. T. (1987). Radium isotopes and radon in natural waters. Moscow: Nauka, 158 p. (In Russ.)
- Guidelines for drinking water quality (2011). Fourth ed., vol. 1, Recommendations. <https://www.who.int/publications/i/item/9789241549950>
- Hamilton E.I. (1971). The relative radioactivity of building materials. *American Industrial Hygiene Assessment Journal*, 32, pp. 398–403. <https://doi.org/10.1080/0002889718506480>
- Ibrahim M., Shalabiea O., Diab H. (2014). Measurement of some radioactive elements in drinking water in Arar city, Saudi Arabia. *American journal of life sciences*, 2(1), pp. 24–28. <https://doi.org/10.11648/j.ajls.20140201.13>
- Kabir K.A., Islam S.A.M., Rahman M.M. (2009). Distribution of radionuclides in surface soil and bottom sediment in the district of Jessore, Bangladesh and evaluation of radiation hazard. *J. Bangladesh Acad. Sci.*, 33(1), pp. 117–130. <https://doi.org/10.3329/jbas.v33i1.2956>
- Kazennov A. I., Isaykina N. S., Nevolko A. I. (1982). Stratigraphy and lithology of the Upper Devonian and Carboniferous deposits of the Kolyvan-Tomsk folded zone. Novosibirsk: FBU TFGI po SFO. (In Russ.)
- Krieger R. (1981). Radioactivity of Construction Materials. Betonwerk und Fertigteil-Technik. *Concrete Precasting Plant and Technology*, 47, pp. 468–446.
- Kurnaz A., Küçükömeroğlu B., Keser R., Okumusoglu N.T., Korkmaz F., Karahan G., Çevik U. (2007). Determination of radioactivity levels and hazards of soil and sediment samples in Fırtına Valley (Rize, Turkey). *Applied Radiation and Isotopes*, 65(11), pp. 1281–1289. <https://doi.org/10.1016/j.apradiso.2007.06.001>
- Martin A., Harbison S., Beach K., Cole P. (2018). An introduction to radiation protection. 7th Edition. Boca Raton. CRC Press, p. 246. <https://doi.org/10.1201/9780429444104>
- Mason B.H., Moore C.B. (1982). Principles of Geochemistry. Wiley, 344 p.
- Mathuthu M., Uushona V., Indongo V. (2021). Radiological safety of groundwater around a uranium mine in Namibia. *Physics and Chemistry of the Earth. Parts A/B/C*, 122, 102915. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2020.102915>
- Nesmeyanov A. N. (1978). Radiochemistry. Moscow: Chemistry, 560 p. (In Russ.)
- Novikov D.A., Dultsev F.F., Kamenova-Totzeva R., Korneeva T.V. (2021a). Hydrogeological conditions and hydrogeochemistry of radon waters in the Zael'tsovsky Mochishche zone of Novosibirsk, Russia. *Environmental Earth Sciences*, pp. 1–11. <http://dx.doi.org/10.1007/s12665-021-09486-w>
- Novikov D.A., Dultsev F.F., Sukhorukova A.F., Maksimova A.A., Chernykh A.V., Derkachyov A.S. (2021b). Monitoring of radionuclides in the natural waters of Novosibirsk, Russia. *Groundwater for Sustainable Development*, 15, pp. 1–8. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gsd.2021.100674>
- Novikov D.A., Kopylova Yu.G., Pyryaev A.N., Maksimova A.A., Derkachev A.S., Sukhorukova A.F., Dultsev F.F., Chernykh A.V., Khvashchevskaya A.A., Kalinkin P.N., Petrozhitsky A.V. (2023). Radon-rich waters of the Tulinka aquifers, Novosibirsk, Russia. *Groundwater*

for *Sustainable Development*, 20, pp. 1–11. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gsd.2022.100886>

Novikov D.A., Kopylova Yu.G., Sukhorukova A.F., Vakulenko L.G., Pyryaev A.N., Maksimova A.A., Derkachev A.S., Fage A.N., Khvashchevskaya A.A., Dultsev F.F., Chernykh A.V., Melgunov M.S., Kalinkin P.N., Rastigeev S.A. (2022a). The Inskie Springs: New Insights into Low-Radon Waters. *Russ. Geol. Geophys.*, 63(12), pp. 1424–1441. <https://doi.org/10.2113/RGG20214337>

Novikov D.A., Sukhorukova A.F., Korneeva T.V., Kamenova-Totseva R.M., Maksimova A.A., Derkachev A.S., Dultsev F.F., Chernykh A.V. (2021). Hydrogeology and hydrogeochemistry of the Kamenskoye radon water deposit (Novosibirsk). *Bulletin of Tomsk Polytechnic University, Geo Assets Engineering*, 332(4), pp. 192–208. (In Russ.) <http://dx.doi.org/10.18799/24131830/2021/04/3162>

Nwankwo L.I. (2012). Study of natural radioactivity of groundwater in Sango-Ilorin, Nigeria. *Journal of Physical Science and Application*, 2(8), pp. 289–295.

Rachkova N.G., Shuktomova I.I. (2010). U and Th distribution in podzolic soil contaminated with soluble compounds of these elements. *Geochem. Int.*, 53, pp. 182–189 (2015). <https://doi.org/10.1134/S0016702915020068>

Ravisankar R., Vanasundari K., Chandrasekaran A., Raja-lakshmi A., Suganya M., Vijayagopal P., Meenak-shisundaram V. (2012). Measurement of natural radioactivity in building materials of Namakkal, Tamil Nadu, India using gamma-ray spectrometry. *Applied Radiation and Isotopes*, 70(4), pp. 699–704. <https://doi.org/10.1016/j.apradiso.2011.12.001>

Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR). (1998). <https://doi.org/10.18356/5cb35a0a-en>
Sajo L., Gomez J., Capote T., Greaves E. D., Herrera O., Salazar V., Smith A. (1997). Gross alpha radioactivity of drinking water in Venezuela. *Journal of Environmental Radioactivity*, 35(3), pp. 305–312. [https://doi.org/10.1016/S0265-931X\(96\)00056-2](https://doi.org/10.1016/S0265-931X(96)00056-2)

Salahel Din K., Ali K., Harb S., Abbady A.B. (2021). Natural radionuclides in groundwater from Qena governorate, Egypt. *Environ Forensics*, 22(1–2), pp. 48–55. <https://doi.org/10.1080/15275922.2020.1834026>

Salih, N.F. (2022). Measurement of natural radioactivity levels in drinking water by gamma spectrometry. *Arab. J. Geosci.*, 15, p. 1157. <https://doi.org/10.1007/s12517-022-10425-7>

Satyanarayana G.V.V., Sivakumar N.S., Vidya Sagar D., Murali N, Rao A.D.P., Lakshmi Narayana P.V. (2023). Measurement of natural radioactivity and radiation hazard assessment in the soil samples of Visakhapatnam, Andhra Pradesh, India. *Journal of the Indian Chemical Society*, 100(1), 100856. <https://doi.org/10.1016/j.jics.2022.100856>

Shvarts A.A., Kaplan E.M., Rumynin V.G., Borovitskaya E. Yu, Erzova V.A. (2023). Natural radioactivity of groundwater in Vendian deposits in St. Petersburg Region. *Journal of Environmental Radioactivity*, 264, 107189. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2023.107189>

Shvartsev S.L. (1998). Hydrogeochemistry of the hypergenesis zone. 2nd ed. corrected and enlarged. Moscow: Nedra, 366 p. (In Russ.)

Sources and Effects of Ionizing Radiation, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR). (2000). Report, Volume II. <https://doi.org/10.18356/47a75909-en>

Sources and Effects of Ionizing Radiation, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR). (1996). Report. <https://doi.org/10.18356/136a8613-en>

Sukhorukov V.P., Novikov D.A., Sukhorukova A.F., Maksimova A.A., Yandola N.I. (2024). Petrographic features of granitoids and

minerals-concentrators of radioactive and rare earth elements in the Ob-Zaisan folded region. *Geology and mineral resources of Siberia*, 2(58), pp. 86–99. (In Russ.) <https://doi.org/10.20403/2078-0575-2024-2-86-99>

Thomas J.M., Welch A.H., Lico M.S., Hughes J.L., Whitney R. (1993). Radionuclides in ground water of the Carson River Basin, western Nevada and eastern California, U.S.A. *Applied Geochemistry*, 8, pp. 447–471. [https://doi.org/10.1016/0883-2927\(93\)90075-R](https://doi.org/10.1016/0883-2927(93)90075-R)

Wang Z. (2002). Natural radiation environment in China. *International Congress Series*, 1225, pp. 39–46. [https://doi.org/10.1016/S0531-5131\(01\)00548-9](https://doi.org/10.1016/S0531-5131(01)00548-9)

Webb D.A. (1939). The Sodium and Potassium Content of Sea Water. *The Journal of Experimental Biology*, pp. 178–183. <https://doi.org/10.1242/jeb.16.2.178>

WHO handbook on indoor radon: a public health perspective. Geneva: World Health Organization. (2009). <https://www.who.int/publications/item/9789241547673>

Zhuo W., Ida T., Yang X. (2001). Occurrence of ²²²Rn, ²²⁶Ra, ²²⁸Ra and U in ground water in Fujian province, China. *J. Environ. Radioact.*, 53, pp. 111–120. [https://doi.org/10.1016/S0265-931X\(00\)00108-9](https://doi.org/10.1016/S0265-931X(00)00108-9)

Ziqiang P., Yin Y., Mingqiang G. (1988). Natural radiation and radioactivity in China. *Radiation Protection Dosimetry*, 24(1–4), pp. 29–38. <https://doi.org/10.1093/rpd/24.1-4.29>

About the Authors

Fedor F. Dultsev – Cand. Sci. (Geology and Mineralogy), Senior Researcher of Laboratory of Hydrogeology of Sedimentary Basins of Siberia, Trofimuk Institute of Petroleum Geology and Geophysics of the Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences

3 Ak.Koptyug ave., Novosibirsk, 630090, Russian Federation

e-mail: Dultsevff@ipgg.sbras.ru

Dmitry A. Novikov – Dr. Sci. (Geology and Mineralogy), Head of the Laboratory of Hydrogeology of Sedimentary Basins of Siberia, Trofimuk Institute of Petroleum Geology and Geophysics of the Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences; Scientific Advisor, Almeteyevsk State Technological University “Petroleum Higher School”

3 Ak.Koptyug ave., Novosibirsk, 630090, Russian Federation

e-mail: NovikovDA@ipgg.sbras.ru

Manuscript received 22 May 2025;

Accepted 10 August 2025;

Published 20 December 2025

© 2025 The Authors. This article is published in open access under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) License (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>)