

© КОЛЛЕКТИВ АВТОРОВ, 2018

УДК 613.31-074

Вождаева М.Ю.^{1,2}, Холова А.Р.¹, Вагнер Е.В.¹, Кантор Е.А.², Кантор Л.И.³, Труханова Н.В.¹, Мельницкий И.А.^{1,2}

ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ПИТЬЕВОЙ ВОДЫ ПО РЕЗУЛЬТАТАМ РАСШИРЕННЫХ МОНИТОРИНГОВЫХ ИССЛЕДОВАНИЙ И ЕЕ ХИМИЧЕСКОЙ БЕЗВРЕДНОСТИ

¹МУП «Уфаводоканал», 450098, Уфа;²ФГБОУ ВПО Уфимский государственный нефтяной технический университет, 450000, Уфа;³ООО «Промнасосинжиниринг», 450106, Уфа

По результатам оценки питьевой воды пяти водозаборов г. Уфы по показателю химической безвредности показано, что питьевая вода инфильтрационных водозаборов по суммарному и популяционному канцерогенным рискам является более безопасной по сравнению с питьевой водой водозабора поверхностного типа. При этом питьевая вода инфильтрационного водозабора, в технологии которого для обеззараживания используется ультрафиолетовое облучение, отличается наименьшими значениями канцерогенных и неканцерогенных рисков. Основной вклад в величину суммарного канцерогенного риска исследуемых питьевых вод вносят тригалогенметаны и дихлоруксусная кислота (побочные продукты дезинфекции воды хлором), в величину неканцерогенного риска – тригалогенметаны и ди(2-этилгексил)фталат. Полиароматические углеводороды не оказывают значимого влияния на величину суммарного канцерогенного риска питьевой воды города из-за их низких концентраций. Работа проведена согласно Р 2.1.10.1920-04 и МР 2.1.4.0032-11.

Ключевые слова: питьевая вода; долгосрочный мониторинг; оценка по показателю химической безвредности.

Для цитирования: Вождаева М.Ю., Холова А.Р., Вагнер Е.В., Кантор Е.А., Кантор Л.И., Труханова Н.В., Мельницкий И.А. Оценка качества питьевой воды по результатам расширенных мониторинговых исследований и ее химической безвредности. *Гигиена и санитария*. 2018; 97(2): 117-124. DOI: <http://dx.doi.org/10.18821/0016-9900-2018-97-2-117-124>

Для корреспонденции: Вождаева Маргарита Юрьевна, д-р хим. наук, нач. отдела мониторинга органических загрязнителей воды Центральной химико-бактериологической лаборатории МУП «Уфаводоканал». E-mail: vozhdadeva@mail.ru

Vozhdadeva M. Yu.¹, Kholova A. R.¹, Vagner E. V.¹, Kantor E. A.², Kantor L. I.¹, Trukhanova N. V.¹, Melnitsky I. A.¹

THE USE OF RESULTS OF EXPANDED MONITORING RESEARCH FOR THE INTEGRATED ASSESSMENT OF DRINKING WATER ACCORDING TO INDICES OF CHEMICAL HARMLESSNESS

¹Ufavodokanal, Ufa, 450098, Russian Federation;²Ufa State Petroleum Technological University, Ufa, 450098, Russian Federation³Promnasosinzhiniring, Ufa, 450106, Russian Federation

According to results of the estimation of drinking water on the index of the chemical harmless of five water intake structures of the city of Ufa, the drinking water of a superficial water intake on total and population cancerogenic risks was shown to be more harmful in comparison with water from infiltration water intakes. At the same time, drinking water from an infiltration water intake with ultra-violet disinfecting has smallest values of cancerogenic and non-cancerogenic risks. Trigalogenmetans and dichloroacetic acid (water disinfection chlorine by-products) make the main contribution to the value of the total cancerogenic risk of the studied drinking waters, trigalogenmetans and di(2-ethylhexyl)phthalate make the contribution to the value of noncancerogenic risk. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons fail to have a significant impact on the value of total cancerogenic risk of drinking water of the city in view of their presence at low concentration. Work is carried out according to R 2.1.10.1920-04 and MR 2.1.4.0032-11.

Key words: drinking water; long-term monitoring; assessment on an index of chemical harmless.

For citation: Vozhdadeva M. Yu., Kholova A. R., Vagner E. V., Kantor E. A., Kantor L. I., Trukhanova N. V., Melnitsky I. A. The use of results of expanded monitoring research for the integrated assessment of drinking water according to indices of chemical harmless. *Gigiena i Sanitariya (Hygiene and Sanitation, Russian journal)* 2018; 97(2): 117-124. (In Russ.). DOI: <http://dx.doi.org/10.18821/0016-9900-2018-97-2-117-124>

For correspondence: Margarita Yu. Vozhdadeva, MD, Ph.D., head of the department of the monitoring of organic water pollutants of the Central chemical-bacteriological laboratory of the Ufavodokanal, Ufa, 450098, Russian Federation. E-mail: vozhdadeva@mail.ru

Conflict of interest. The authors declare no conflict of interest.

Acknowledgment. The study had no sponsorship.

Received: 06 February 2017

Accepted: 18 October 2017

Введение

На территории РФ для целей питьевого водоснабжения используются в основном поверхностные водоисточники [1, 2]. Возрастающее внешнее воздействие, нехватка внутренних и временных ресурсов рек для самовосстановления приводят к процессам их антропогенного эвтрофирования, принимающего планетарный масштаб. По данным ФГУП РосНИИВХ [1], лишь 1% открытых водоисточников России беспрепятственно может быть использован при существующих технологиях для целей водоподготовки. В остальных случаях необходимо дооснащение традиционных технологий сорбцией на активированных углях, озонированием и другими современными технологиями для

достижения целей очистки воды. Как известно, стадия обеззараживания хлорсодержащими агентами приводит к дополнительному загрязнению воды продуктами техногенной природы, очистка от которых не всегда доступна предприятиям водоподготовки [3]. В дополнение к этому несовершенство существующего санитарного законодательства в области питьевого водоснабжения и ограниченный список обязательных для контроля соединений свидетельствует о необходимости повышенного внимания и организации контроля качества питьевой воды, особенно в экологически неблагоприятных районах с учётом современных критериев и подходов.

По результатам анализа данных и показателей Федерального информационного фонда социально-гигиенического мониторинга Республика Башкортостан в 2012 г. отнесена к территориям риска по микробиологическому и химическому (5 ПДК и более) загрязнению питьевой воды централизованных систем хозяйственно-питьевого водоснабжения [4].

Употребление питьевой воды, содержащей разнообразные загрязнители и их сложные комбинации, может быть причиной целого ряда заболеваний человека и в том числе, увеличения риска развития новообразований ввиду срабатывания принципов аддитивности, синергизма, комбинированного или коалитивного действия токсикантов [5, 6]. Для поиска решения в сложившейся ситуации все большее значение приобретает интегрированное экологическое управление окружающей средой, эффективность которого определяется объединёнными усилиями экологов, аналитиков, гигиенистов, инженерно-технических работников, государственных органов власти и надзора [2, 7].

Одним из приоритетных направлений при решении вопроса повышения безопасности питьевой воды и популяционного уровня здоровья населения является проведение долгосрочных расширенных мониторинговых исследований качества воды, необходимых для выявления антропогенных факторов и их воздействия на водные ресурсы, поиска путей повышения барьерной роли водозаборных сооружений и эффективности водоподготовки [8]. В результате организации таких работ могут быть получены оценки воздействующих концентраций и объективная информация о состоянии объекта. Расширенные мониторинговые наблюдения в течение длительного времени позволяют охватить большую часть примесей, действительно присутствующих в том или ином оцениваемом объекте, оценить их количество, не ограничиваясь перечнем нормируемых показателей.

Таким образом, целью данной работы являлось: на основе результатов многолетних мониторинговых исследований оценить уровни канцерогенных и неканцерогенных рисков при пероральном поступлении химических веществ в организм с питьевой водой, выходящей из резервуаров чистой воды водозаборов разного типа г. Уфы. В сложившейся экологической ситуации полученные данные наряду с общепринятыми критериями необходимы в работе при сравнении эффективности существующих технологий водоподготовки и поиске путей их модернизации.

Исследование проведено в Уфе (Республика Башкортостан), на территории этого города размещены крупные нефтеперерабатывающие, нефтехимические и химические производства и комплексы, оказывающие определённое воздействие на состояние объектов окружающей среды, в том числе местные водоисточники.

Материал и методы

Для проведения мониторинговых исследований органических загрязнителей воды использовались методы хромато-масс-спектрометрии и газовой хроматографии с атомно-эмиссионным и электронно-захватным детектированием. Определение элементного состава воды проводили методом масс-спектрометрии с индуктивно связанной плазмой по методикам измерения НСАМ № 480-Х, ЦВ 3.18.05-2005; обобщённых показателей (рН и жесткость) – по методикам РД 52.24.495-2005, ГОСТ 31954-2012; кальция, магния – по МП УВК 1.38-2013; нитратов – по ГОСТ 18826-73; нитритов – по ГОСТ 4192-82. Анализировалась питьевая вода поверхностного водозабора (ПВ) и четырёх инфильтрационных водозаборов (ИБ1, ИБ2, ИБ3 и ИБ4). Технология очистки воды на ПВ включает осветление и обесцвечивание воды коагуляцией и флокуляцией, далее очищенная вода подвергается отстаиванию и фильтрации на скорых фильтрах. Обеззараживание воды ведется ультрафиолетовым облучением (УФО) и двойным хлорированием жидким хлором: УФО и первичное хлорирование воды проводятся до реагентной об-

работки, вторичное – перед подачей очищенной воды в распределительную сеть города. На ИБ1 и ИБ2 обеззараживание инфильтрованной подземной воды проводят однократно жидким хлором, на ИБ3 – гипохлоритом натрия, на ИБ4 – с помощью УФО.

Расчёт канцерогенного и неканцерогенного рисков проведён для воды, отобранной из РЧВ, по алгоритмам, представленным в [9, 10]. При расчёте канцерогенных рисков за основу взяты беспороговые модели, основанные на вероятностных оценках развития неблагоприятного эффекта. Пороговые модели, согласно [9], оказываются малоэффективными ввиду того, что количественное значение доли превышения референтной дозы (концентрации) носит лишь качественный характер и не отражает уровень риска для здоровья, а значит, неэффективны для их суммарной оценки. Результаты расчёта неканцерогенных рисков в питьевой воде с использованием пороговой модели в данной работе приведены для сравнительного анализа.

При расчётах приоритетным принят пероральный путь поступления примесей воды в организм человека. Ингаляционное и кожное воздействия в работе не рассматривались. Хотя известно, что, в случае оценки рисков для здоровья человека от воздействия летучих примесей питьевой воды, в частности, побочных продуктов хлорирования – тригалометанов и др., оценка их комплексного поступления в организм человека являлась бы более адекватной. Измерение концентраций загрязнений в воздухе при мытье посуды, приёме душа, уборке помещений с использованием изучаемой воды нами не проводилось. Количество человек, потребляющих питьевую воду ПВ, ориентировочно составляет 245,5 тыс., ИБ1 – 499,6 тыс., ИБ2 – 85 тыс., ИБ3 – 34,3 тыс., ИБ4 – 25,8 тыс. человек.

Расчёт канцерогенного риска ($Risk_{канц}$) проводился согласно линейной модели, характеризующей пероральное воздействие [9, 10]:

$$Risk_{канц} = SF_0 \cdot LADD, \quad (1)$$

где SF_0 – фактор канцерогенного потенциала.

Значения среднесуточной дозы вещества, оказывающего канцерогенное действие ($LADD$), рассчитано по формуле:

$$LADD = \frac{C \cdot CR \cdot ED \cdot EF}{BW \cdot AT \cdot 365}, \quad (2)$$

где $LADD$ – среднесуточная доза, мг/кг·день, C – концентрация вещества в среде обитания, мг/дм³; CR – скорость поступления (количество в единицу времени) потребляемой питьевой воды, дм³/сут., (принято $CR = 2$ дм³/сут.); ED – продолжительность воздействия – 70 лет; EF – частота воздействия 365 дней/год; BW – масса тела человека – 70 кг; AT – период осреднения экспозиции – 70 лет; 365 – число дней в году.

Суммарный канцерогенный риск веществ оценивался путём сложения значений рисков индивидуальных веществ [9, 10]:

$$Risk_{sum, канц} = Risk_{канц1} + Risk_{канц2} + \dots + Risk_{канцn}, \quad (3)$$

Расчёт величины популяционного канцерогенного риска (PCR) проводился по формуле:

$$PCR = Risk_{канц} \cdot POP, \quad (4)$$

где $Risk_{канц}$ – индивидуальный канцерогенный риск; POP – численность исследуемой популяции, чел.

Расчёт риска, характеризующего развитие неканцерогенных эффектов при воздействии отдельных веществ, проведён по формулам (5, 6) [10]:

$$Risk_{нек} = 1 - \exp \left(\frac{\ln(0,84)}{(ПДК \cdot K_3) \cdot C} \right), \quad (5)$$

где ПДК – предельно-допустимая концентрация веществ, регламентированных по санитарно-токсикологическому при-

знаку, мг/дм^3 ; K_z – коэффициент запаса, принимаемый равным 100 у веществ с выраженной вероятностью отдалённых последствий и 10 у остальных веществ; C – средняя ежедневная концентрация вещества, поступающего в организм человека с питьевой водой в течение его жизни, мг/дм^3 .

Оценка суммарного неканцерогенного риска осуществлялась методом умножения вероятностей:

$$\text{Risk}_{\text{sum, нек}} = 1 - (1 - \text{Risk}_{\text{нек1}}) \cdot (1 - \text{Risk}_{\text{нек2}}) \cdot \dots \cdot (1 - \text{Risk}_{\text{некн}}), \quad (6)$$

Расчёт индекса опасности проведён по формулам (7, 8) [9]:

$$\text{HQ} = \text{AD}/\text{RfD}, \quad (7)$$

где HQ – коэффициент опасности; AD – средняя доза, мг/кг ; RfD – референтная (безопасная) доза, мг/кг .

Суммарный индекс опасности определялся путём сложения индивидуальных индексов опасности исследуемых веществ:

$$\text{HI} = \text{HQ}_1 + \text{HQ}_2 + \dots + \text{HQ}_n, \quad (8)$$

где $\text{HQ}_1 \dots \text{HQ}_n$ – индивидуальные коэффициенты опасности.

Результаты и обсуждение

Расширенные мониторинговые исследования качества воды поверхностных и подземных водоисточников, используемых для целей питьевого водоснабжения г. Уфы и питьевой воды всех водозаборов города, проводились с 2000 по 2014 гг. Выявлено более 250 органических примесей воды [11, 12]. Согласно [13], обязательному контролю подлежат лишь несколько индивидуальных показателей.

Основными группами органических соединений в воде выбранных объектов являются эфиры фталевой кислоты, алкилбензолы, производные нафталина, полиароматические углеводороды, карбоновые кислоты жирного ряда, органические кислородсодержащие соединения (сложные эфиры карбоновых кислот, спирты, кетоны, альдегиды), алканы нормального строения, изо-, циклоалканы, ненасыщенные углеводороды, азотсодержащие соединения [14]. Большое внимание при мониторинговых наблюдениях уделялось возможным региональным загрязнениям и продуктам дезинфекции воды хлорсодержащими агентами: нефтепродуктам, пестицидам, летучим ароматическим углеводородам, фенолу и их производным, тригалогенметанам, галогенуксусным кислотам [15–19]. Также рассматривались неорганические соединения, которые могут влиять на качество воды: нитраты, нитриты и др., металлы и обобщённые показатели.

На основе данных мониторинга и лабораторно-производственного контроля качества воды был сформирован перечень приоритетных для региона показателей, из которых выбраны те представители, для которых разработаны факторы канцерогенного потенциала (SF_0), или референтные (безопасные) дозы (RfD), или предельно-допустимые концентрации (ПДК) в воде. Их общее количество составило 40 наименований, 25 из которых являются органическими соединениями (табл. 1). Это составляет лишь 10% от общего количества проидентифицированных при проведении расширенного мониторинга органических соединений, в том числе и побочных продуктов хлорирования, которые также могут оказывать разного рода неблагоприятные эффекты на организм человека.

Наибольшие значения индивидуальных канцерогенных рисков из рассматриваемых органических соединений обусловлены побочными продуктами хлорирования – тригалогенметанами и дихлоруксусной кислотой (табл. 2). Вклад показателей в суммарный канцерогенный риск питьевой воды водозаборов г. Уфы составил: дихлоруксусной кислоты – 33 – 54 %, хлороформа – 8 – 25 %, дибромхлорметана – 3 – 16 %, бромдихлорметана – 23 – 41 %, ди(2-этилгексил)фталата – 1 – 20 %, остальных соединений – менее 1%. Таким образом, максимальное значение величины индивидуального канцерогенного риска обусловлено присутствием в хлорируемой

питьевой воде дихлоруксусной кислоты, значение фактора канцерогенности которой почти на порядок превосходит аналогичный параметр для хлороформа и находится на одном уровне с бромированными тригалогенметанами (см. табл. 1).

Галогенуксусные кислоты (ГУК) как и тригалогенметаны (ТГМ) образуются при обеззараживании воды хлорсодержащими реагентами и признаны веществами, обладающими сильными канцерогенными и генотоксическими свойствами [20–23]. Так, при детальном изучении биологического механизма токсичности доказана роль ГУК в неблагоприятных исходах беременности, возникновении некоторых типов рака, болезней, поражающих нервную систему, в том числе болезнь Альцгеймера, также выявлена наибольшая генотоксичность ГУК по отношению к клеткам млекопитающих по сравнению с другими классами побочных продуктов хлорирования [22], а по данным многолетнего мониторинга установлено, что до 700 ежегодных случаев раковых заболеваний в изучаемых регионах Канады ассоциировано с наличием побочных продуктов хлорирования в питьевой воде [20]. В результате анализа риска, связанного с возникновением канцерогенных заболеваний, авторами [21] предложено снизить ПДК для преобладающих по уровню образования среди ГУК – дихлоруксусной и трихлоруксусной кислот – по сравнению с принятыми мировыми нормами до уровня 0,016 и 0,02 мг/дм^3 соответственно. В России в настоящее время содержание дихлоруксусной кислоты не нормируется, ПДК для трихлоруксусной кислоты составляет 5 мг/дм^3 [13]. Важно, что не установлены отечественные нормативы содержания в питьевой воде бромзамещённых галогенуксусных кислот. Хотя известно, что бромсодержащие органические вещества могут проявлять более выраженные канцерогенные и мутагенные свойства по сравнению с хлорсодержащими аналогами [24, 25]. В этой связи бромсодержащие соединения, как правило, имеют более жёсткие факторы канцерогенного потенциала и гигиенические нормативы содержания в воде [9, 13]. Все это свидетельствует о необходимости усовершенствования отечественной нормативной базы в отношении содержания в питьевой воде галогенуксусных кислот и включения их в перечень обязательных для контроля побочных продуктов хлорирования воды на предприятиях водоснабжения.

Полиароматические углеводороды (ПАУ), согласно полученным данным, несмотря на самые жёсткие значения ПДК и SF_0 , не оказывают значительного влияния на величину суммарного канцерогенного риска питьевой воды города в виду их низких концентраций.

Рассчитанные значения индивидуальных канцерогенных рисков в питьевой водопроводной воде г. Уфы для выбранных объектов исследования, согласно [9, 10], могут быть разделены следующим образом:

- к первому диапазону риска ($\leq 1 \cdot 10^{-6}$), характеризующему индивидуальный канцерогенный риск, который соответствует одному дополнительному случаю заболевания, угрожающего жизни, или смерти на 1 млн экспонированных лиц, относятся ди(2-этилгексил)фталат, хризен, бенз(к)флуорантен, бенз(а)пирен, индено(1,2,3-с,д)пирен. Этот уровень риска классифицируется как пренебрежимо малый;

- ко второму диапазону риска ($1 \cdot 10^{-6} - 1 \cdot 10^{-4}$), соответствующего предельно допустимому индивидуальному риску, относятся дихлоруксусная кислота, хлороформ, бромдихлорметан, дибромхлорметан. Согласно рекомендациям Всемирной организации здравоохранения [26], вещества, принадлежавшие этому уровню риска, подлежат постоянному контролю, и в некоторых случаях может быть рекомендовано начало проведения дополнительных мероприятий по их снижению;

- в третий ($1 \cdot 10^{-4} - 1 \cdot 10^{-3}$) и четвёртый (равный или более $1 \cdot 10^{-3}$) диапазоны риска, которые требуют обязательной разработки и проведения плановых оздоровительных мероприятий, не попало ни одно из исследуемых в работе соединений.

Заголовок

Показатель	ПДК, мг/дм ³ ¹⁾ СанПиН 2.1.4.1074-01 ²⁾ ГН 2.1.5.1315 ³⁾ ГН 2.1.5.2280 ⁴⁾ СанПиН 2.1.4.2652-10	Лимитирующий признак вредности*	Фактор канцерогенного потенциала, SF ₀ , мг/кг×день	Референтная доза, RfD, мг/кг	Концентрация				
					ПВ	ИВ1	ИВ2	ИВ3	ИВ4
Хризен, мг/дм ³	—	—	2,0	0,05	0,071·10 ⁻⁵	0,12·10 ⁻⁵	0,079·10 ⁻⁵	0,044·10 ⁻⁵	0,048·10 ⁻⁵
Нафталин, мг/дм ³	0,01 ^{1,2)}	орг.	—	0,02	0,83·10 ⁻⁵	0,74·10 ⁻⁵	0,47·10 ⁻⁵	1,03·10 ⁻⁵	1,07·10 ⁻⁵
2-Метилнафталин, мг/дм ³	—	—	—	0,009	0,47·10 ⁻⁵	0,39·10 ⁻⁵	0,39·10 ⁻⁵	0,41·10 ⁻⁵	0,42·10 ⁻⁵
1-Метилнафталин, мг/дм ³	—	—	—	0,07	0,65·10 ⁻⁵	0,68·10 ⁻⁵	0,68·10 ⁻⁵	1,01·10 ⁻⁵	1,11·10 ⁻⁵
Флуорен, мг/дм ³	—	—	—	0,04	0,09·10 ⁻⁵	0,063·10 ⁻⁵	0,07·10 ⁻⁵	0,10·10 ⁻⁵	0,11·10 ⁻⁵
Фенантрен, мг/дм ³	—	—	—	0,0036	0,55·10 ⁻⁵	0,46·10 ⁻⁵	0,52·10 ⁻⁵	0,58·10 ⁻⁵	0,66·10 ⁻⁵
Флуорантен, мг/дм ³	—	—	—	0,04	0,086·10 ⁻⁵	0,08·10 ⁻⁵	0,15·10 ⁻⁵	0,094·10 ⁻⁵	0,13·10 ⁻⁵
Пирен, мг/дм ³	—	—	—	0,03	0,14·10 ⁻⁵	0,12·10 ⁻⁵	0,10·10 ⁻⁵	0,14·10 ⁻⁵	0,19·10 ⁻⁵
Индено(1,2,3с,д)пирен, мг/дм ³	—	—	0,73	0,005	0,001·10 ⁻⁵	0,003·10 ⁻⁵	0,004·10 ⁻⁵	0,0018·10 ⁻⁵	0,0029·10 ⁻⁵
Бенз(к)флуорантен, мг/дм ³	—	—	0,073	0,005	0,009·10 ⁻⁵	0,006·10 ⁻⁵	0,01·10 ⁻⁵	0,0048·10 ⁻⁵	0,0044·10 ⁻⁵
Бенз(а)антрацен, мг/дм ³	—	—	—	0,005	0,075·10 ⁻⁵	0,11·10 ⁻⁵	0,062·10 ⁻⁵	0,12·10 ⁻⁵	0,12·10 ⁻⁵
Бенз(г,и)перилен, мг/дм ³	—	—	—	0,0036	0,016·10 ⁻⁵	0,023·10 ⁻⁵	0,027·10 ⁻⁵	0,044·10 ⁻⁵	0,036·10 ⁻⁵
Бенз(а)пирен, мг/дм ³	0,00001 ^{3,4)}	с.-т.	7,3	0,0005	0,023·10 ⁻⁵	0,017·10 ⁻⁵	0,010·10 ⁻⁵	0,015·10 ⁻⁵	0,019·10 ⁻⁵
Дибромхлорметан, мг/дм ³	0,03 ^{1,3)}	с.-т.	0,084	0,02	26·10 ⁻⁵	32·10 ⁻⁵	80·10 ⁻⁵	53·10 ⁻⁵	39·10 ⁻⁵
Хлороформ, мг/дм ³	0,03 ^{1,3)}	с.-т.	0,0061	0,01	2300·10 ⁻⁵	490·10 ⁻⁵	590·10 ⁻⁵	1300·10 ⁻⁵	160·10 ⁻⁵
Бромдихлорметан, мг/дм ³	0,2 ¹⁾ 0,06 ³⁾	с.-т.	0,062	0,02	280·10 ⁻⁵	140·10 ⁻⁵	280·10 ⁻⁵	238·10 ⁻⁵	20·10 ⁻⁵
Диметилфталат, мг/дм ³	0,3 ^{2,4)}	с.-т.	—	10	0,17·10 ⁻⁵	0	0,030·10 ⁻⁵	0	0,046·10 ⁻⁵
Диэтилфталат, мг/дм ³	3 ^{3,4)}	с.-т.	—	0,8	3,0·10 ⁻⁵	2,9·10 ⁻⁵	4,6·10 ⁻⁵	4,2·10 ⁻⁵	5,06·10 ⁻⁵
Дибутилфталат, мг/дм ³	0,2 ^{3,4)}	общ.	—	0,1	40·10 ⁻⁵	30×10 ⁻⁵	39·10 ⁻⁵	63·10 ⁻⁵	63,5·10 ⁻⁵
Бутилбензилфталат, мг/дм ³	—	—	—	0,2	0,12·10 ⁻⁵	0	0,026·10 ⁻⁵	0	0
Ди(2этилгексил)-фталат, мг/дм ³	0,008 ^{3,4)}	с.-т.	0,014	0,02	57·10 ⁻⁵	57·10 ⁻⁵	56·10 ⁻⁵	69·10 ⁻⁵	53,3·10 ⁻⁵
Диоктилфталат	1,6 ^{3,4)}	с.-т.	—	0,04	1,2·10 ⁻⁵	10,0·10 ⁻⁵	3,5·10 ⁻⁵	2,3·10 ⁻⁵	0,81·10 ⁻⁵
Дихлоруксусная кислота, мг/дм ³	—	—	0,050	0,004	820·10 ⁻⁵	240·10 ⁻⁵	280·10 ⁻⁵	406·10 ⁻⁵	27·10 ⁻⁵
Трихлоруксусная кислота, мг/дм ³	5 ¹⁾	орг.	—	0,1	500·10 ⁻⁵	130·10 ⁻⁵	83·10 ⁻⁵	390·10 ⁻⁵	0
Монохлоруксусная кислота, мг/дм ³	0,05 ¹⁾ 0,06 ⁴⁾	с.-т.	—	—	30·10 ⁻⁵	7,3·10 ⁻⁵	5,3·10 ⁻⁵	8,7·10 ⁻⁵	0
Барий, мг/дм ³	0,1 ¹⁾ 0,7 ²⁾	с.-т.	—	0,07	0,023	0,028	0,028	0,040	0,031
Бор, мг/дм ³	0,5 ^{1,2)}	с.-т.	—	0,2	0,046	0,058	0,055	0,083	0,038
Марганец, мг/дм ³	0,1 ^{1,2)}	орг.	—	0,14	0,015	0,0009	0,016	0,0057	0,0019
Медь, мг/дм ³	1 ^{1,2,3)}	орг.	—	0,019	0,0068	0,0031	0,0026	0,0023	0,0018
Молибден, мг/дм ³	0,25 ^{1,2)} 0,07 ³⁾	с.-т.	—	0,005	0,0021	0,0039	0,0009	0,0008	0,0007
Натрий, мг/дм ³	200 ^{1,2)}	с.-т.	—	34,3	5,01	5,71	4,76	5,99	4,37
Стронций, мг/дм ³	7 ^{1,2)}	с.-т.	—	0,6	1,09	1,20	0,74	1,25	0,74
Хром, мг/дм ³	0,05 ^{1,2,3)}	с.-т.	—	0,005	0,013	0,014	0,0123	0,004	0,002
Цинк, мг/дм ³	5 ¹⁾ 1 ¹⁾	орг.	—	0,3	0,0071	0,0031	0,0065	0,001	0,002
Кальций, мг/дм ³	—	—	—	41,4	68,78	107,80	78,39	122,25	72,22
Магний, мг/дм ³	50 ²⁾	орг.	—	—	18,47	16,07	17,86	19,17	19,42
Жесткость, °Ж	7(10) ¹⁾	—	—	—	4,92	6,87	5,39	7,57	5,16
Нитраты, мг/дм ³	45 ^{1,2)}	с.-т.	—	1,6	2,74	2,76	3,14	2,07	2,68
Нитриты, мг/дм ³	3 ¹⁾ 3,3 ²⁾	орг.	—	0,1	0,012	—	0,0085	0	0,0018
pH, ед.pH	9 ¹⁾	—	—	—	7,6	7,5	7,3	7,4	7,7

Пр и м е ч а н и е. орг. — органолептический; с.-т. — санитарно-токсикологический; общ. — общесанитарный

Данные индивидуального (Riskканц) и популяционного (PCR) канцерогенных рисков в питьевой воде поверхностного (ПВ) и инфильтрационных (ИБ1–ИБ4) водозаборов

Показатель	ПВ		ИБ1		ИБ2		ИБ3		ИБ4	
	Risk · 10 ⁻⁶	PCR	Risk · 10 ⁻⁶	PCR	Risk · 10 ⁻⁶	PCR	Risk · 10 ⁻⁶	PCR	Risk · 10 ⁻⁶	PCR
Хризен	0,0406	0,0100	0,0686	0,0343	0,0451	0,0038	0,0252	0,0009	0,0276	0,0007
Бенз(к)флуорантен	0,00021	0,000051	0,00063	0,00031	0,00083	0,000071	0,00039	0,000013	0,00060	0,000015
Бенз(а)пирен	0,00019	0,000046	0,00013	0,000063	0,00021	0,000018	0,000099	0,0000034	0,000092	0,0000024
Индено(1,2,3-с,d) пирен	0,048	0,012	0,035	0,018	0,021	0,0018	0,032	0,0011	0,040	0,0010
Дибромхлорметан	0,62	0,15	0,77	0,38	1,92	0,16	1,27	0,044	0,094	0,002
Бромдихлорметан	4,96	1,22	2,48	1,24	4,96	0,42	4,25	0,15	0,43	0,011
Хлороформ	4,01	0,98	0,85	0,43	1,03	0,09	2,27	0,08	0,28	0,01
Ди(2-этилгексил) фталат	0,23	0,06	0,23	0,11	0,22	0,02	0,28	0,01	0,21	0,01
Дихлоруксусная кислота	11,71	2,88	3,43	1,71	4,00	0,34	5,80	0,20	0	0
Суммарный канцерогенный риск (Risksum, канц)*	21,62	5,31	7,86	3,93	12,20	1,04	13,92	0,48	1,08	0,030

Примечание. *Risksum, канц = Riskканц1 + Riskканц2 + ... Riskканцn, где Riskканц1 ... Riskканцn – индивидуальные канцерогенные риски. Согласно [9, 10], допустимая величина для Riskканцn – $1,0 \cdot 10^{-5}$; согласно [26] при попадании значений Riskканцn в диапазон 10^{-6} – 10^{-4} возникает необходимость постоянного контроля и принятия мер по их снижению.

Таблица 3

Оценка неканцерогенных рисков (HQ) при хроническом пероральном воздействии в питьевой воде ПВ и четырех инфильтрационных (ИБ1–ИБ4) водозаборов (Р 2.1.10.1920-04)

Показатель	ПВ	ИБ1	ИБ2	ИБ3	ИБ4
Хризен	0,00000041	0,00000069	0,00000045	0,00000025	0,00000028
Нафталин	0,000012	0,000011	0,0000067	0,000015	0,000015
2-метилнафталин	0,000015	0,000012	0,000012	0,000013	0,000013
1-метилнафталин	0,0000027	0,0000028	0,0000011	0,0000041	0,0000045
Флуорен	0,00000064	0,00000045	0,00000050	0,00000072	0,00000080
Фенантрен	0,000044	0,000037	0,000041	0,000046	0,000052
Флуорантен	0,00000061	0,00000057	0,0000011	0,00000067	0,00000092
Пирен	0,0000013	0,0000011	0,0000010	0,0000013	0,0000018
Индено(1,2,3 с,d)пирен	0,00000006	0,00000017	0,00000023	0,00000011	0,00000016
Бензо(к)флуорантен	0,00000051	0,00000034	0,00000057	0,00000027	0,00000025
Бенз(а)антрацен	0,0000043	0,0000063	0,0000035	0,0000068	0,0000067
Бенз(g,h,i)перилен	0,0000013	0,0000018	0,0000021	0,0000035	0,0000029
Бенз(а)пирен	0,000013	0,0000097	0,0000057	0,0000087	0,000011
Дибромхлорметан	0,00037	0,00046	0,0011	0,00076	0,000056
Бромдихлорметан	0,0040	0,0020	0,0040	0,0034	0,00034
Хлороформ	0,066	0,014	0,017	0,037	0,0046
Диэтилфталат	0,0000011	0,0000010	0,0000016	0,0000015	0,0000018
Дибутилфталат	0,00011	0,00009	0,00011	0,00018	0,00018
Бутилбензилфталат	0,00000017	0	0,00000004	0	0
Ди(2-этилгексил)фталат	0,00081	0,00081	0,00080	0,00099	0,00076
Диоктилфталат	0,0000086	0,000071	0,000025	0,000016	0,0000058
Дихлоруксусная кислота	0,059	0,017	0,020	0,029	0
Трихлоруксусная кислота	0,0014	0,0004	0,0002	0,0011	0
Монохлоруксусная кислота	0,0043	0,0010	0,00076	0,0012	0
Октановая кислота	0	0	0,00006	0	0
Барий	0,0095	0,012	0,012	0,016	0,013
Бор	0,0066	0,0083	0,0078	0,012	0,0054
Марганец	0,0030	0,0002	0,0032	0,001	0,000
Медь	0,0102	0,0047	0,0039	0,003	0,003
Молибден	0,012	0,022	0,005	0,005	0,004
Натрий	0,0042	0,0048	0,0040	0,005	0,004
Стронций	0,052	0,057	0,035	0,060	0,035
Хром	0,074	0,080	0,070	0,023	0,011
Кальций	0,047	0,074	0,054	0,08	0,050
Нитраты	0,049	0,049	0,056	0,037	0,048
Суммарный неканцерогенный риск	0,40	0,35	0,30	0,32	0,18

Примечание. * HI = HQ 1 + HQ 2 + ... + HQ n, где HQ 1 ... HQ n -- индивидуальные коэффициенты опасности, допустимая величина ≤1 [9].

Оценка неканцерогенных рисков (Riskнеканц) при хроническом пероральном воздействии в питьевой воде ПВ и четырех инфильтрационных (ИБ1 – ИБ4) водозаборов согласно МР 2.1.4.0032-11

Показатель	Неканцерогенный риск, Riskнек				
	ПВ	ИБ1	ИБ2	ИБ3	ИБ4
Бенз(а)пирен	0,00040	0,00030	0,00017	0,00026	0,00034
Дибромхлорметан	0,00015	0,00019	0,00047	0,00031	0,000023
Бромдихлорметан	0,0016	0,00081	0,0016	0,0014	0,00014
Хлороформ	0,0067	0,0014	0,0017	0,0038	0,00046
Диметилфталат	0,00000010	0	0,000000020	0	0,000000027
Диэтилфталат	0,00000020	0,00000020	0,00000030	0,00000024	0,00000029
Ди(2-этилгексил) фталат	0,0012	0,0012	0,0012	0,0015	0,0012
Диоктилфталат	0,00000010	0,0000010	0,00000040	0,00000025	0,00000009
Монохлоруксусная кислота	0,00011	0,000025	0,000019	0,000030	0,000000
Барий	0,0040	0,0049	0,0049	0,0070	0,0054
Бор	0,0016	0,0020	0,019	0,0029	0,0013
Молибден	0,00015	0,00027	0,000060	0,00052	0,00038
Натрий	0,00044	0,00050	0,00042	0,00052	0,00038
Стронций	0,0027	0,0030	0,0018	0,0031	0,0018
Хром	0,0045	0,0049	0,0043	0,0014	0,0007
Нитраты	0,0011	0,0011	0,0012	0,0008	0,0010
Суммарный неканцерогенный риск (Risksum,нек)*	0,025	0,021	0,020	0,023	0,013

Примечание. $*Risk_{sum,нек} = 1 - (1 - Risk_{нек1}) \cdot (1 - Risk_{нек2}) \cdot \dots \cdot (1 - Risk_{некn})$, где Risk нек1... Risk некn -- индивидуальные неканцерогенные риски, допустимая величина $\leq 0,05$ [10].

Значение суммарного канцерогенного риска питьевой воды ПВ в 2,7 раза больше соответствующего показателя для питьевой воды ИБ1, в 1,8 раза – для питьевой воды ИБ2, в 1,6 раза – для питьевой воды ИБ3, в 20 раз – для питьевой воды ИБ4. При этом, в силу большей численности населения, потребляющей питьевую воду ИБ1, величина популяционного канцерогенного риска питьевой воды ИБ1 выше по сравнению с ИБ2 и ИБ3. Таким образом, из рассматриваемых водозаборов наименьшую вероятность развития канцерогенных рисков несёт питьевая вода инфильтрационного водозабора, в технологии которого основным методом обеззараживания является УФО, а хлорирование подключается лишь эпизодически для профилактических целей.

Расчёт неканцерогенного риска по Р 2.1.10.1920-04 произведён для 36 примесей воды, обладающих токсическим эффектом воздействия, для которых посчитан коэффициент опасности (табл. 3). Расчёт по МР 2.1.4.0032-11 произведён для 16 показателей, имеющих ПДК и нормируемых по санитарно-токсикологическому признаку вредности (табл. 4).

Ввиду разной методологии расчёта, полученные величины неканцерогенных рисков трудно сравнимы между собой, но выявленные тенденции для питьевой воды исследуемых водозаборов совпадают. Общим является тот факт, что величина суммарного неканцерогенного риска имеет максимальное значение для питьевой воды ПВ, на одном уровне находятся величины неканцерогенных рисков для питьевых вод инфильтрационных водозаборов ИБ1 – ИБ3, в технологии водоподготовки которых используется хлорирование. Минимальные значения коэффициентов опасности, отражающих неканцерогенные риски согласно [9], и величины неканцерогенных рисков согласно [10], получены для питьевой воды ИБ4, на котором для обеззараживания воды используется УФО. Наибольший относительный вклад в величину индекса опасности и суммарного неканцерогенного риска, также как и в величину суммарного канцерогенного риска, вносят такие органические соединения, как ТГМ, монохлор- и дихлоруксусная кислоты, ди(2-этилгексил)фталат. Из неорганических

соединений – нитраты, из металлов – хром, кальций, стронций, барий, марганец. При этом вклад побочных продуктов хлорирования в указанные величины отмечен чуть выше в питьевой воде поверхностного водозабора, вклад металлов – в питьевой воде водозаборов инфильтрационного типа, что объясняется качеством исходной природной воды, используемой при водоподготовке. Приемлемым значением величины неканцерогенного риска, рассчитанного беспороговым методом, является величина ≤ 1 [9], при использовании пороговой модели – $\leq 0,05$ [10]. В целом, питьевая вода г. Уфы по уровню неканцерогенных рисков, посчитанных разными способами, соответствует установленным требованиям.

Заключение

По результатам многолетнего расширенного мониторинга в питьевой воде водозаборов разного типа выявлено более 250 органических соединений, в том числе галогенированные ограниченно-летучие побочные продукты хлорирования, из которых на сегодняшний день лишь для 10% разработаны факторы канцерогенного потенциала (Sf_0), или референтные (безопасные) дозы (Rf/D), или предельно-допустимые концентрации (ПДК) в воде. На основании полученных данных и результатов лабораторно-производственного контроля общехимических показателей и металлов рассчитаны канцерогенные и неканцерогенные риски при пероральном поступлении химических веществ с питьевой водой, отобранной в РЧВ на выходе с разных водозаборов г. Уфы.

Согласно полученным результатам, для рассматриваемых водозаборов значения канцерогенных рисков, обусловленных пероральным путём поступлений загрязнений из питьевой воды в организм человека, принадлежат ко второму диапазону опасности, для которого рекомендованы разработка и проведение оптимизационных действий по повышению эффективности технологии водоподготовки. Наибольший вклад в величину канцерогенных рисков принадлежит побочным продуктам хлорирования – ТГМ и ГУК, а также ди(2-этилгексил)фталату. ПАУ, присутствующие в питьевой

воде основных водозаборов г. Уфы в указанных концентрациях, не оказывают значительного влияния на величину суммарного канцерогенного и популяционного рисков выбранных объектов исследований.

Вероятность развития неканцерогенных эффектов при употреблении населением питьевой воды рассматриваемых водозаборов не высока, полученные значения не превышают приемлемых уровней. Основной вклад в величину неканцерогенных рисков вносят металлы и побочные продукты хлорирования.

При сравнении технологий водоподготовки наименьшими значениями рисков характеризуется питьевая вода инфльтрационного водозабора, в котором для обеззараживания воды в качестве основного метода используется УФО.

Таким образом, для управления качеством питьевой воды и снижения вероятности развития вредных эффектов для здоровья человека при употреблении подаваемой воды, целесообразным является выбор более щадящих, чем хлорирование методов обеззараживания воды, обеспечивающих её санацию, но не приводящих к образованию большого числа побочных галогенсодержащих продуктов, обладающих выраженным негативным воздействием на человека. В случаях, когда нет возможности отказаться от использования хлорсодержащих реагентов (протяжённые старые водораспределительные сети, использование речной воды при водоподготовке и др.), необходимо повышать эффективность предочистки исходной воды перед хлорированием от прекурсоров образования побочных продуктов хлорирования.

Финансирование. Исследование не имело спонсорской поддержки.

Конфликт интересов. Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Литература (п.п. 15, 20-25 см. References)

1. Черняев А.М., ред. Вода России. Малые реки. Екатеринбург: Аква-Пресс; 2001.
2. Онищенко Г.Г., Рахманин Ю.А., Кармазинов Ф.В. Бенчмаркинг качества питьевой воды. СПб.: Новый журнал; 2010.
3. Журба М.Г. Состояние и перспективные направления развития технологий и средств очистки природных вод. *Наилучшие доступные технологии*. 2013; (2): 3-14.
4. Акмалова Р.Р., Степанов Е.Г., Сулейманов Р.А. Фундаментальные и прикладные аспекты анализа риска здоровью населения. В кн.: Онищенко Г.Г., Зайцева Н.В., ред. *Материалы Всероссийской научно-практической интернет-конференции молодых ученых и специалистов Роспотребнадзора*. Пермь: Книжный формат; 2013: 61-3.
5. Красовский Г.Н., Егорова Н.А. Методология выбора оценочных показателей для гигиенического мониторинга водных объектов. *Гигиена и санитария*. 1994; 83(6): 5-9.
6. Рахманин Ю.А., Доронина О.Д. Стратегические подходы управления рисками для снижения уязвимости человека вследствие изменения водного фактора. *Гигиена и санитария*. 2010; 89(2): 8-13.
7. Степановская И.А., Авандеева О.П. WEB-технологии для мониторинга водных объектов. *Методы оценки соответствия*. 2012; (3): 22-8.
8. Красовский Г.Н., Рахманин Ю.А., Егорова Н.А., Малышева А.Г., Михайлова Р.И. Гигиенические основы формирования перечней показателей для оценки и контроля безопасности питьевой воды. *Гигиена и санитария*. 2010; 89(4): 8-13.
9. Р 2.1.10.1920-04. Руководство по оценке риска для здоровья населения при воздействии химических веществ, загрязняющих окружающую среду. М.; 2004.
10. МР 2.1.4.0032-11. Интегральная оценка питьевой воды централизованных систем водоснабжения по показателям химической безвредности. М.; 2012.
11. Возжаева М.Ю., Сафарова В.И., Кантор Л.И., Парамонов Е.А., Теплова Г.И., Цыпышева Л.Г. и др. Основные классы органических соединений техногенного происхождения в воде водоисточников г. Уфы. *Химия и технология воды*. 2004; (1): 78-81.
12. Возжаева М.Ю., Цыпышева Л.Г., Кантор Л.И., Кантор Е.А. Влияние хлорирования на состав органично-летучих органических загрязнителей воды. *Журнал прикладной химии*. 2004; 77(6): 952-5.
13. СанПиН 2.1.4.1074-01. Питьевая вода. Гигиенические требования к качеству воды централизованных систем питьевого водоснабжения. Контроль качества. М.; 2001.
14. Возжаева М.Ю. *Методология организации экологического мониторинга органично-летучих органических соединений в воде (на примере промышленно-развитого региона)*: Автореф. дисс. ... д-ра хим. Наук. М.; 2015.
15. Труханова Е.В., Возжаева М.Ю., Кантор Л.И., Кантор Е.А., Мельницкий И.А. Исследование влияния галогенуксусных кислот на результаты определения тригалометанов в воде. *Экология и промышленность России*. 2011; (2): 41-5.
16. Труханова Е.В., Возжаева М.Ю., Кантор Л.И., Мельницкий И.А., Кантор Е.А. Газохроматографические методы определения галогенуксусных кислот в воде. *Вода: химия и экология*. 2011; (8): 72-4.
17. Холлова А.Р., Возжаева М.Ю., Кантор Л.И., Труханова Н.В., Мельницкий И.А., Кантор Е.А. Определение эфиров фталевой кислоты в питьевой и природной воде методом газовой хроматографии с масс-селективным детектированием. *Вода: химия и экология*. 2012; (5): 85-91.
18. Возжаева М.Ю., Кантор Л.И., Кантор Е.А. Филиппова О.Л. Образование бромсодержащих соединений при хлорировании воды водоисточников поверхностного и инфльтрационного типа. Available at: <http://www.wssanalytchem.org/car2013/doc/Abstracts-CRusAn2013.pdf>
19. ВОЗ. Гигиенические критерии качества окружающей среды. Оценка рисков для организма человека, создаваемых химическими веществами: обоснование ориентировочных величин для установления предельно допустимых уровней экспозиции по показателям влияния на состояние здоровья. Женева; 1995.

References

1. Chernyaev A.M., ed. *Water of Russia. Small Rivers [Voda Rossii. Malye reki]*. Ekaterinburg: Akva-Press; 2001. (in Russian)
2. Onishchenko G.G., Rakhmanin Yu.A., Karmazinov F.V. *Benchmarking the Quality of Drinking Water [Benchmarcking kachestva pit'evoy vody]*. St. Petersburg: Novyy zhurnal; 2010. (in Russian)
3. Zhurba M.G. State and perspective directions of development of technologies and means for purification of natural waters. *Naилuchshie dostupnye tekhnologii*. 2013; (2): 3-14. (in Russian)
4. Akmalova R.R., Stepanov E.G., Suleymanov R.A. Fundamental and applied aspects of health risk analysis of the population. In: Onishchenko G.G., Zaytseva N.V., eds. *Materials of the All-Russian Scientific and Practical Internet Conference of Young Scientists and Specialists of Rosпотребнадзор*. Perm': Knizhnyy format; 2013: 61-3. (in Russian)
5. Krasovskiy G.N., Egorova N.A. Methodology for selection of assessment indicators for hygienic monitoring of water bodies. *Gigiena i sanitariya*. 1994; 83(6): 5-9. (in Russian)
6. Rakhmanin Yu.A., Doronina O.D. Strategic approaches to risk management to reduce human vulnerability due to changes in the water factor. *Gigiena i sanitariya*. 2010; 89(2): 8-13. (in Russian)
7. Stepanovskaya I.A., Avandeeva O.P. WEB-technologies for water objects monitoring. *Methods of conformity assessment. Metody otsenki sootvetstviya*. 2012; (3): 22-8. (in Russian)
8. Krasovskiy G.N., Rakhmanin Yu.A., Egorova N.A., Malysheva A.G., Mikhaylova R.I. Hygienic bases for the formation of lists of indicators for the assessment and control of drinking water safety. *Gigiena i sanitariya*. 2010; 89(4): 8-13. (in Russian)
9. R 2.1.10.1920-04. Guidelines for assessing the health risks of the public when exposed to environmental pollutants. Moscow; 2004. (in Russian)
10. MR 2.1.4.0032-11. Integral assessment of potable water of centralized water supply systems in terms of chemical safety indices. Moscow; 2012. (in Russian)
11. Vozhdaeva M.Yu., Safarova V.I., Kantor L.I., Paramonov E.A., Teplova G.I., Tsypysheva L.G., et al. The main classes of organic compounds of technogenic origin in the water of water sources in Ufa. *Khimiya i tekhnologiya vody*. 2004; (1): 78-81. (in Russian)
12. Vozhdaeva M.Yu., Tsypysheva L.G., Kantor L.I., Kantor E.A. The effect of chlorination on the composition of the limited-volatile organic pollutants of water. *Zhurnal prikladnoy khimii*. 2004; 77(6): 952-5. (in Russian)
13. SanPiN 2.1.4.1074-01. Drinking water. Hygienic requirements for water quality of centralized drinking water supply systems. Quality control. Moscow; 2001. (in Russian)
14. Vozhdaeva M.Yu. *Methodology of organization of ecological monitoring of limited-volatile organic compounds in water (on the example of industrial-developed region)*: Diss. Moscow; 2015. (in Russian)
15. Trukhanova E.V., Vozhdaeva M.Yu., Kantor L.I., Kantor E.A. Basic By-products Formation During Chlorination of Water Containing Humic Substances. In: *15th International Humic Substances Society Meeting. Book of Abstracts*. Tenerife; 2010.
16. Trukhanova E.V., Vozhdaeva M.Yu., Kantor L.I., Kantor E.A., Mel'nitskiy I.A. Study of the effect of haloacetic acids on the results of the determination of trihalomethanes in water. *Ekologiya i promyshlennost' Rossii*. 2011; (2): 41-5. (in Russian)
17. Trukhanova E.V., Vozhdaeva M.Yu., Kantor L.I., Mel'nitskiy I.A., Kantor E.A. Gas chromatography methods for the determination of haloacetic acids in water. *Voda: khimiya i ekologiya*. 2011; (8): 72-4. (in Russian)
18. Kholova A.R., Vozhdaeva M.Yu., Kantor L.I., Trukhanova N.V., Mel'nitskiy I.A., Kantor E.A. Determination of phthalic acid esters in drinking and natural water by gas chromatography with mass-selective detection. *Voda: khimiya i ekologiya*. 2012; (5): 85-91. (in Russian)
19. Vozhdaeva M.Yu., Kantor L.I., Kantor E.A. Filippova O.L. Formation of bromine-containing compounds in the chlorination of surface and infiltration water sources. Available at: <http://www.wssanalytchem.org/car2013/doc/Abstracts-CRusAn2013.pdf> (in Russian)

20. Ding H., Meng L., Zhang H., Yu J., An W., Hu J., et al. Occurrence, profiling and prioritization of halogenated disinfection by-products in drinking water of China. *Environ. Sci. Process Impacts*. 2013; 15(7): 1424-9.
21. Chowdhury S., Rodriguez M.J., Sadiq R. Disinfection byproducts in Canadian provinces: associated cancer risks and medical expenses. *J. Hazard. Mater.* 2011; 187(1-3): 574-84.
22. Meng L.P., Dong Z.M., Hu J.Y. National survey and risk assessment of haloacetic acids in drinking water in China for reevaluation of the drinking water standards. *China Environ. Sci.* 2012; 32(4): 721-26.
23. Legay C., Rodriguez M.J., Sérodes J.B., Levallois P. Estimation of chlorination by-products presence in drinking water in epidemiological studies on adverse reproductive outcomes. A review. *Sci. Total Environ.* 2010; 408(3): 456-72.
24. Bull R.J., Reckhow D.A., Li X., Humpage A.R., Joll C., Hrudey S.E. Potential carcinogenic hazards of non-regulated disinfection by-products: haloquinones, halo-cyclopentene and cyclohexene derivatives, N-halamines, halonitriles, and heterocyclic amines. *Toxicology*. 2011; 286(1-3): 1-19.
25. Richardson S.D., Plewa M.J., Wagner E.D., Schoeny R., Demarini D.M. Occurrence, genotoxicity, and carcinogenicity of regulated and emerging disinfection by-products in drinking water: A review and roadmap for research. *Mutat. Res.* 2007; 636(1-3): 178-242.
26. WHO. Hygienic criteria of environmental quality 170. Assessment of risks to the human body caused by chemicals: justification of indicative values for establishing maximum permissible levels of exposure in terms of health effects. Geneva; 1995.

Поступила 06.02.17
Принята к печати 18.10.17

© ПРУСАКОВ В.М., ПРУСАКОВА А.В., 2018

УДК 614.7

Прусаков В.М., Прусакова А.В.

ДИНАМИКА РИСКА ЗАБОЛЕВАЕМОСТИ И АДАПТАЦИОННОГО ПРОЦЕССА КАК ПОКАЗАТЕЛИ ВОЗДЕЙСТВИЯ ЛОКАЛЬНЫХ ФАКТОРОВ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ НА НАСЕЛЕНИЕ

ФГБОУ ВО «Ангарский государственный технический университет», 665835, Ангарск

Исследованы роль динамики заболеваемости на фоновой территории в формировании риска заболеваемости детей на изучаемых территориях; значение параметров волнообразной многолетней динамики риска и соответствующего адаптационного процесса для определения и классификации массовых неинфекционных заболеваний. Волнообразность динамики риска заболеваемости детей обусловлена волнообразным характером динамики заболеваемости на исследуемых и фоновой территориях. Уровень риска заболеваемости формируется не только в результате различий уровней заболеваемости на фоновой и изучаемых территориях, но и от различий фаз повышенной и пониженной неспецифической сопротивляемости контингентов детей на этих территориях. Различный характер динамики риска заболеваемости и соответствующей волнообразности адаптационного процесса среди детского населения отражает наличие различий в воздействии особенностей локальных факторов среды обитания на каждой территории. Средний риск заболеваемости, вокруг которого осуществляются колебания годовых рисков и фаз состояний адаптационного процесса, и соответствующие ему уровни реактивности и резистентности организма являются результатом абсолютной силы воздействия локальных факторов изучаемой территории. Средний относительный риск заболеваемости, вокруг которого осуществляются колебания годовых рисков и фаз состояний адаптационного процесса, – это интегральный показатель уровня массовой неинфекционной заболеваемости и степени напряженности медико-экологической ситуации, уровня реактивности и рассогласованности работы подсистем организма детей и степени их напряженности. Это и показатель абсолютной силы воздействия локальных факторов. Волнообразность с развитием состояний повышенной и пониженной сопротивляемости всегда является показателем развития антистрессорных реакций активации (или состояния неспецифически повышенной сопротивляемости) и относительно средней силы воздействия факторов (для наблюдаемого уровня реактивности). На основе учёта уровня риска предложена классификация неинфекционной заболеваемости (НИЗ), включающая: 1) НИЗ с региональным (фоновым) риском заболеваемости, 2) массовую НИЗ с повышенным риском, 3) массовую НИЗ с высоким риском и 4) массовую НИЗ с очень высоким риском.

Ключевые слова: массовые неинфекционные заболевания; относительный риск; адаптация; классификация неинфекционной заболеваемости.

Для цитирования: Прусаков В.М., Прусакова А.В. Динамика риска заболеваемости и адаптационного процесса как показатели воздействия локальных факторов окружающей среды на население. *Гигиена и санитария*. 2018; 97(2): 124-131. DOI: <http://dx.doi.org/10.18821/0016-9900-2018-97-2-124-131>

Для корреспонденции: Прусакова Александра Валерьевна, канд. мед. наук, доцент, доцент кафедры Экология и безопасность деятельности человека АНГТУ. E-mail: alprus@mail.ru

Prusakov V.M., Prusakova A.V.

THE DYNAMICS OF THE RISK OF THE MORBIDITY AND THE ADAPTATION PROCESS AS INDICES OF THE IMPACT OF LOCAL ENVIRONMENTAL FACTORS ON THE POPULATION

Angarsk State Technical University, Angarsk, 665835, Russian Federation

There were studied: The role of the disease dynamics at the background area in the formation of the risk for childhood morbidity in the study area; the value of indices of the long-term wavelike risk dynamics and the corresponding adaptation process for the identification and classification of mass non-infectious diseases. The waviness dynamics of the children morbidity risk is caused by the wave-like nature of the disease dynamics in the study and background areas. The disease risk level is formed not only by differences in the incidence rates of the background and study areas but also from differences in phases of high and low non-specific resistance of children contingent in these territories.