

ТОМСКИЙ
ПОЛИТЕХНИЧЕСКИЙ
УНИВЕРСИТЕТ



На правах рукописи

Чжоу Дань

**УСЛОВИЯ САМООЧИЩЕНИЯ И ДОПУСТИМОЕ ВОЗДЕЙСТВИЕ НА
ГРУНТОВЫЕ И ПОВЕРХНОСТНЫЕ ВОДЫ
(НА ПРИМЕРЕ ВОДОСБОРА ОЗЕРА ПОЯН КНР И ТОМСКОГО
ПРИБОЬЯ РФ)**

АВТОРЕФЕРАТ

диссертации на соискание ученой степени
кандидата геолого-минералогических наук

1.6.21 – Геоэкология (геолого-минералогических наук)

Томск – 2023

Работа выполнена в федеральном государственном автономном образовательном учреждении высшего образования «Национальный исследовательский Томский политехнический университет».

Научный руководитель:

Савичев Олег Геннадьевич

доктор географических наук, профессор,
профессор отделения геологии, Инженерная
школа природных ресурсов, Томский
политехнический университет

Официальные оппоненты:

Бортникова Светлана Борисовна

доктор геолого-минералогических наук,
профессор, ФГБУН Институт нефтегазовой
геологии и геофизики имени А.А. Трофимука
Сибирского отделения Российской академии наук,
заведующая лабораторией геоэлектрохимии

Гаськова Ольга Лукинична

доктор геолого-минералогических наук, старший
научный сотрудник, ФГБУН Институт геологии и
минералогии Сибирского отделения Российской
академии наук, ведущий научный сотрудник
лаборатории рудообразующих систем

Защита состоится «11» октября 2023 г. в 15-00 часов на заседании диссертационного совета ДС.ТПУ.29 Национального исследовательского Томского политехнического университета по адресу: 634050, г. Томск, пр. Ленина, 30 (корпус 20, ауд. 504).



С диссертацией можно ознакомиться в научно-технической библиотеке Томского политехнического университета и на сайте dis.tpu.ru при помощи QR-кода.

Автореферат разослан «__» июня 2023 г.

Ученый секретарь
диссертационного совета ДС.ТПУ.29,

доктор биологических наук



Барановская
Наталья Владимировна

ОБЩАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА РАБОТЫ

Актуальность темы исследования. Анализ и количественная оценка условий самоочищения являются важным этапом определения допустимых воздействий на водные объекты и планирования водохозяйственных мероприятий. Эти процедуры должны быть научно обоснованными, опираться на данные государственной системы наблюдений и быть встроенными в систему принятия управленческих решений в области охраны окружающей среды и рационального использования природных ресурсов.

В настоящее время имеется большое количество исследований по этой теме, наиболее полный обзор которых приведен в [Методические основы оценки..., 1987; Вода России. Математическое..., 2001; Louks, Van Beek, 2005; Савичев, 2010; Лехов, 2010; Benedini, Tsakiris, 2013; Румынин, 2020; Савичев, 2021]. Кроме того, в законодательствах разных стран введены нормативные документы, в которых содержатся рекомендации по гидрохимическим расчетам. В частности, в Российской Федерации (РФ) используется методика оценки фоновых концентраций C_b в поверхностных водных объектах [РД 52.24.622-2019] и методика определения нормативов допустимых сбросов загрязняющих веществ в поверхностные водные объекты G_{lim} [Методика разработки нормативов допустимых сбросов..., 2020]. Согласно последнему документу, расчет величины G_{lim} конкретного вещества сводится к определению элементов уравнений (1, 2) с учетом фоновой и предельно допустимой концентрации вещества (ПДК):

$$G_{lim} = C_{w,lim} \cdot q_w = (C_b + n_s \cdot (\text{ПДК} - C_b)) \cdot q_w, \quad (1)$$

$$n_s = n_m \cdot n_0, \quad (2)$$

где q_w – расход сточных вод, м³/с; n_s , n_m , n_0 – кратность общего, основного и начального разбавления, соответственно; концентрации вещества (C_b , $C_{w,lim}$, ПДК) – в мг/дм³. В Китайской народной республике (КНР) приняты нормативные документы в области охраны водных объектов [GB 3838-2002; Chinese Academy..., 2003; SL 348-2006], в соответствии с которыми установлены стандарты качества воды для объектов разного назначения и метод расчета максимально допустимого загрязнения рек.

В случае подземных вод разработаны общие требования по их охране [Правила охраны подземных водных объектов..., 2016, 2019], но утвержденные методики, позволяющие количественно оценить условия самоочищения и допустимые воздействия на подземные воды (включая грунтовые), фактически в настоящее время отсутствуют (количественные оценки в основном ограничены расчетом санитарных зон охраны источников водоснабжения и некоторых видов мелиоративных систем).

С учетом этого автором проведено исследование, **цель** которого – определение условий самоочищения и допустимого антропогенного воздействия на грунтовые воды в различных природных условиях (на примере водных объектов в водосборе озера Поян в пределах зоны переменного-влажных лесов субтропического климатического пояса, Китайская народная

республика, и водных объектов подтайги умеренного климатического пояса на юге Томской области, Российская Федерация).

Для достижения этой цели были рассмотрены следующие **задачи исследования**: 1) оценка эколого-геохимического состояния грунтовых и поверхностных вод в различных природных условиях и его сравнительный анализ; 2) выявление взаимосвязей между геохимическими показателями грунтовых и поверхностных вод и условиями их самоочищения в различных природных условиях; 3) разработка методики и непосредственно оценка допустимого антропогенного влияния на эколого-геохимическое состояние грунтовых вод в водосборе озера Поян (КНР).

Объекты и методы исследования. Основным объектом исследования являются грунтовые и речные воды в водосборе озера Поян (Китайская народная республика; зона переменного-влажных лесов субтропического пояса) с учётом того, что на этой территории проживает 45,2 млн человек, функционирует большое количество промышленных и сельскохозяйственных предприятий [China: Jiangxi..., 2021], одновременно использующих подземные воды и оказывающих на них негативное влияние. Главное внимание уделено самоочищению грунтовых вод в водосборе озера Поян с учетом взаимодействий в системе «вода – порода». Но, принимая во внимание наличие исходных данных (¹о химическом составе воды и вытяжек из взаимодействующих с ней грунтов и ²характеристиках водного стока) были также изучены процессы самоочищения (за счёт разбавления, растворения – осаждения и сорбции – десорбции): 1) рек¹ непосредственно в водосборе озера Поян (реки Ганыцзян и ее приток Цзиньцзян), а также в бассейне реки Красной (Юаньцзян / Хонг) в пределах Социалистической республики Вьетнам (зона переменного-влажных лесов субэкваториального пояса); 2) низинного Обского болота^{1,2} на юге Томской области (РФ) – природного объекта: 2.1) с условиями движения воды, аналогичными подземным водоносным горизонтам, но более доступного для изучения (меньшая трудоемкость при бурении и отборе проб грунта и воды); 2.2) по свойствам наиболее близкого к ветландам в водосборе озера Поян; 3) подземных вод² в г. Томске с разгрузкой в виде родников (рис. 1; вторая и третья группа объектов были объединены, с учётом географической общности и терминологии, использованной в [Ермашова, 1998; Швацев, 1998], в группу с обозначением «Томское Приобье»). При этом мы исходили из того, что выводы о самоочищении грунтовых и поверхностных вод, полученные в разных природных условиях, являются более обоснованными по сравнению с результатами изучения локальных объектов.

В процессе исследования использовались следующие методы: ландшафтно-геохимический (изучение объектов в разных природных условиях и компонентах природно-территориальных комплексов), географо-гидрологический (использование аналогов с учетом природных условий и водного режима), статистический (обработка данных), методы математического моделирования (моделирование как метод изучения

процесса с учетом сопоставимости результатов моделирования и измерения), методы химического анализа вод, торфов и донных отложений (масс-спектрометрический с индуктивно связанной плазмой, атомно-абсорбционный, ионная хроматография и другие).

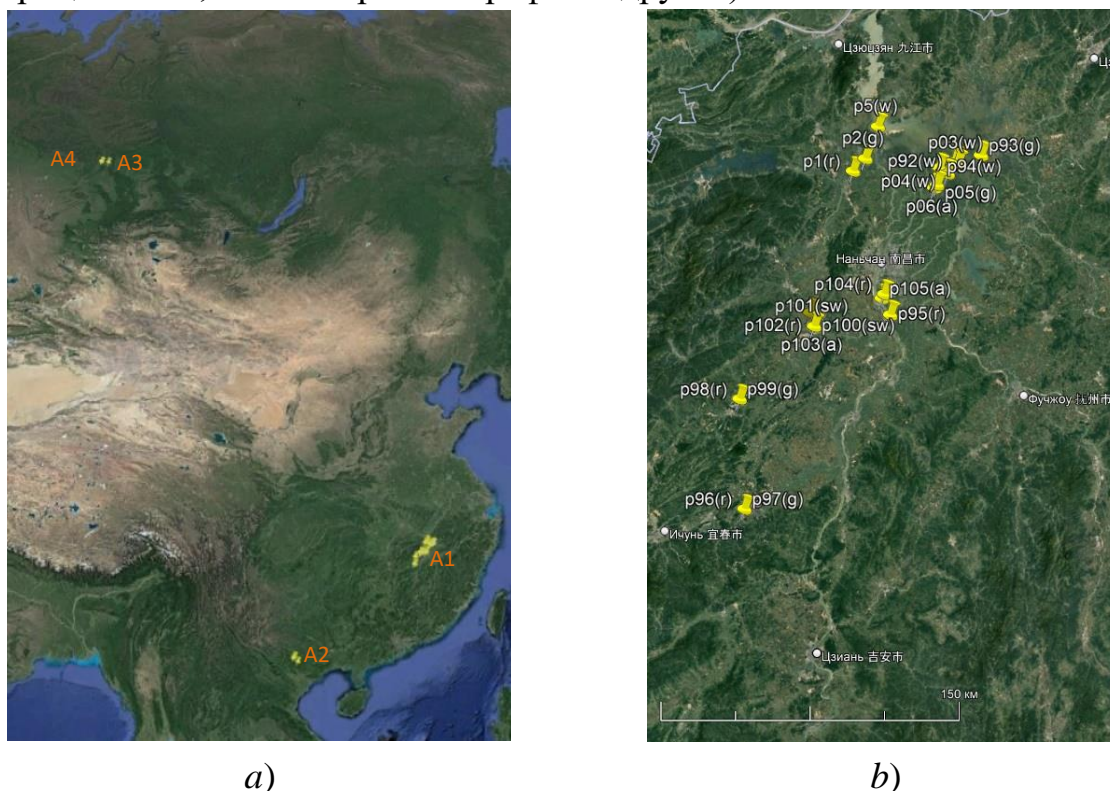


Рис. 1. Схема размещения пунктов наблюдений на подземных и поверхностных водных объектах, информация о которых: *a*) использована в исследовании; *b*) получена непосредственно в водосборе озера Поян в 2019 и 2022 гг. условные обозначения: A1 – водосбор озера Поян; A2 – участок бассейна реки Красной; A3 – г. Томск; A4 – Обское болото; р... – номер пункта отбора проб (индексы: g – грунтовые воды; r – реки; w – ветланды; а – рисовые поля; sw – сточные воды); основа – снимок Google Earth на 14.12.2015 г.

Исходные материалы. Использованы материалы исследований, выполненных в Томском политехническом университете (ТПУ) в 2013–2023 гг. под руководством и/или при участии С.Л. Шварцева, Е.А. Солдатовой, Н.В. Гусевой, О.Г. Савичева и других, в том числе результаты полевых исследований, проведённых при непосредственном участии автора в 2021 г. (Обское болото) и 2022 г. (водосбор озера Поян), опубликованные материалы государственного мониторинга и ряда научных организаций в КНР и РФ. При проведении статистического анализа и математического моделирования (после визуальной и статистической проверки) использовались: 1) в водосборе озера Поян: грунтовые воды – 29 проб; речные воды – 13 проб; воды ветландов – 12 проб; водные вытяжки из речных отложений – 4 пробы; 2) Обское болото: за 2002–2021 г. – более 25 проб воды и более 240 проб вытяжек из торфов, в том числе в 2021 г. – 10 проб болотной воды (из деятельного горизонта торфяной залежи) и 218 проб водных вытяжек из торфов; 3) 17 проб родниковых вод в

г. Томске; 4) опубликованные материалы других авторов, ссылки на которые приведены в тексте при обсуждении ряда специальных вопросов, включая 46 проб грунтовых и речных вод в Северном Вьетнаме. Основные выводы получены преимущественно в процессе и при анализе материалов исследований, выполненных в 2018–2022 гг. по проектам РФФИ БРИКС Т № 18-55-80015 и РФФИ № 23-27-00039 (научный руководитель Савичев О.Г.).

Научная новизна. Разработана и апробирована методика оценки гидрогеохимического фона и допустимого воздействия на грунтовые воды в водосборе озера Поян (КНР). Впервые количественно оценено допустимое антропогенное воздействие на грунтовые воды в водосборе озера Поян (КНР) и выявлено влияние водного режима, геохимической обстановки и изменений размеров областей питания и разгрузки на условия самоочищения грунтовых и речных вод, в том числе впервые показано, что изменение качества грунтовых вод может быть связано с «подтягиванием» наверх загрязненной ранее водной массы при увеличении дождевых осадков и «опусканием» её вниз при преобладании испарения.

Научные положения, выносимые на защиту

1. Условия самоочищения грунтовых и речных вод в целом улучшаются при одновременном увеличении водного стока и температуры воды и выравнивании их внутригодового распределения, что способствует росту интенсивности биогеохимических процессов, осаждению малорастворимых соединений, сосаждению ряда химических элементов (W, Hg, Mo, V, Ni, Sb, Cd и др.) и выносу загрязняющих веществ; соответственно, условия самоочищения обычно наилучшие в регионах с теплым и влажным климатом, наихудшие – в аридных регионах как с холодным, так и с теплым климатом.

2. Снижение качества грунтовых вод на селитебных территориях может быть связано как с прямым их загрязнением, так и изменением режима и стока грунтовых вод вследствие сезонных и многолетних изменений инфильтрации, потерь из водоводов, барражного эффекта при строительстве и изменения границ поверхностных и подземных водосборов.

3. Фоновый уровень содержания веществ в грунтовых водах (геохимический фон) в значительной мере определяется интенсивностью водообмена, сорбционной способностью водовмещающих грунтов, их химическим и гранулометрическим составом, а допустимое воздействие на грунтовые воды прямо пропорционально геохимическому фону, глубине исследуемого горизонта и отношению удельной скорости изменения концентрации рассматриваемого вещества к коэффициенту гидродисперсии.

Достоверность результатов работы. Достоверность результатов исследования определяется: 1) применением современных высокоточных методов химического анализа и выполнением определений в аккредитованной гидрогеохимической лаборатории ТПУ; 2) использованием статистического и экспертного анализа данных наблюдений с учётом нормативных требований, принятых в КНР и РФ; 3) апробацией результатов исследования в процессе публикаций в рецензируемых научных журналах («Известия Томского

политехнического университета», «Водные ресурсы» и докладов на научных конференциях.

Практическая значимость работы. Результаты исследования являются научной основой для: 1) нормирования антропогенных воздействий на водные объекты; 2) оптимизации программы государственного мониторинга водных объектов и геологической среды в бассейне озера Поян; 3) проведения учебных занятий по гидрогеологии, геоэкологии, гидрохимии и геохимии в университетах КНР и РФ. Результаты исследования использованы при проведении научных исследований в ТПУ, выполненных при поддержке грантов РФФИ БРИКС_Т № 18-55-80015 (полевые и лабораторные работы в водосборе озера Поян в 2019 г. и на Обском болоте в 2021 г.) и РНФ № 23-27-00039 (лабораторные работы в 2022 г.).

Апробация работы. Основные положения диссертации: 1) опубликованы в 5 статьях в рецензируемых журналах из перечня ВАК; 2) опубликованы в 1 статье в иных журналах и сборниках; 3) докладывались и обсуждались на конференциях в Томском политехническом университете (апрель 2022 г., апрель 2023 г.), на конференциях в Восточно-китайском технологическом университете (октябрь 2022 г.) и VIII Международной конференции по водным ресурсам и окружающей среде (ноябрь 2021 г.) и ряде других научных мероприятий.

Личный вклад автора. Автором лично сформулированы защищаемые положения на основе полевых работ и анализа данных, значительная часть которых получена лично в 2021–2023 гг. В том числе, автором в марте 2021 г. были отобраны 7 проб болотных вод на Обском болоте и 1 проба артезианских вод на прилегающих к нему территориях, в октябре 2022 г. (совместно с Ян Хэн) – 3 пробы грунтовых вод, 4 пробы речных вод, 3 пробы воды неиспользуемых ветландов, 1 проба воды с рисового поля, 4 пробы донных отложений рек, 4 пробы отложений ветландов в водосборе озера Поян (КНР), выполнены сбор, обобщение и анализ геохимических данных, на основе которых выявлены основные особенности эколого-геохимического состояния водных объектов в исследуемой части подтаежной зоны Западной Сибири в пределах Томской области (Обское болото в Шегарском районе Томской области и родники г. Томска) и проанализированы природно-антропогенные условия его формирования.

Структура и объём диссертации. Диссертация объёмом 130 страниц машинописного текста состоит из введения, 6 глав, заключения, списка литературы из 292 наименования, содержит 45 рисунков и 19 таблиц.

В *первой главе* охарактеризована изученность проблемы оценки самоочищения грунтовых вод и нормирования антропогенного воздействия на них в целом и в водосборе озера Поян, в частности, а также приведена используемая в работе терминология. Во *второй главе* содержатся сведения об объектах и методике исследования. В *третьей главе* рассмотрены условия формирования химического состава грунтовых и поверхностных вод в водосборе озера Поян. В *четвертой главе* приведены результаты оценки

эколого-геохимического состояния грунтовых и речных вод в водосборе озера Поян, включая оценку фоновых концентраций в грунтовых водах, и изучения условий их самоочищения. *Пятая глава* посвящена анализу взаимосвязей между условиями самоочищения грунтовых вод и их водным режимом. В *шестой главе* (на основе материалов четвертой и пятой глав) приведено обоснование подхода к оценке допустимых концентраций загрязняющих веществ в водах рисовых полей, поверхностном стоке, мелиоративных системах, сточных водах, поступающих на рельеф, и собственно допустимые концентрации, при которых (или меньше их) эколого-геохимическое состояние грунтовых вод существенно не изменится.

Благодарности. Автор выражает глубокую признательность и благодарность своему научному руководителю, д.г.н., профессору Олегу Геннадьевичу Савичеву за безграничную поддержку и научное вдохновение, бесценный опыт и неиссякаемую энергию при руководстве диссертационной работой, благодарность Ян Хену за помощь в учебе и жизни. Автор искренне благодарен за ценные замечания по содержанию работы и её апробации д.г.-м.н., профессору Е.Г. Языкову, д.б.н., проф. Н.В. Барановской, руководителю отделения геологии д.г.-м.н. Н.В. Гусевой, д.г.-м.н., профессору Е.М. Дутовой, д.г.-м.н., доценту О.Е. Лепокуровой и всему коллективу отделению геологии Инженерной школы природных ресурсов ТПУ, своим друзьям. Автор благодарит А.А. Хващевскую из аккредитованной гидрогеохимической лаборатории Томского политехнического университета, Хуан Инь, Цзинь Кэшэнг и Ву Юэкан из лаборатории механики грунтов Куньминского научно-технического университета за их экспериментальную помощь и коллегам из Восточно-китайского технологического университета профессору Сунь Чжаньсюэ, Дон Ихуи, Ли Цзяле и др. за ценные комментарии к диссертации.

ОСНОВНЫЕ ЗАЩИЩАЕМЫЕ ПОЛОЖЕНИЯ

Первое защищаемое положение

1. Условия самоочищения грунтовых и речных вод в целом улучшаются при одновременном увеличении водного стока и температуры воды и выравнивании их внутригодового распределения, что способствует росту интенсивности биогеохимических процессов, осажждению малорастворимых соединений, соосаждению ряда химических элементов (W, Hg, Mo, V, Ni, Sb, Cd и др.) и выносу загрязняющих веществ; соответственно, условия самоочищения обычно наилучшие в регионах с теплым и влажным климатом, наихудшие – в аридных регионах как с холодным, так и с теплым климатом.

Анализ данных наблюдений за 2013–2022 гг. показал, что изученные грунтовые и речные воды, по классификациям О.А. Алёкина в целом пресные с малым и средним содержанием растворённых минеральных солей, по химическому составу – гидрокарбонатные кальциевые, чаще – второго типа, что соответствует водам, состав которых формируется при взаимодействии вод с осадочными породами и продуктами выветривания коренных пород, в среднем пересыщены относительно соединений с гуминовыми кислотами и

кварцем и недонасыщены относительно ряда первичных алюмосиликатов и карбонатов. По величине рН речные воды в среднем нейтральные (6,5–7,5), а грунтовые воды – слабокислые и нейтральные; по величине Eh: речные воды – с окислительной обстановкой, а грунтовые – с переходной окислительно-восстановительной.

В целом, общий химический состав изученных грунтовых и речных вод находится в соответствии с зональными гидроклиматическими условиями, определяющими характер и время взаимодействия в системе «вода – порода», и, следовательно, соотношение процессов аккумуляции и выноса веществ из разных компонентов окружающей среды. В сочетании с локальными источниками вещества это соответствие и создаёт геохимический «фон», являющийся, по сути, математическим ожиданием компоненты случайного вектора (C_1, \dots, C_M) с M -мерной функцией распределения [Шварцев, 1998; Shvartsev, 2008; Крайнов, Рыженко, Швец, 2004; Савичев, 2021].

Оценка антропогенного влияния проводилась как путём сопоставления данных о состоянии водных объектов при наличии и отсутствии явно выраженного загрязнения, так и в результате разработки упрощенных математических моделей гидрогеохимических процессов и анализа результатов моделирования. Поскольку более доступными для наблюдения и (поэтому) изученными являются реки, то в обоих случаях были рассмотрены не только грунтовые, но и речные воды с учётом их взаимодействия с донными отложениями.

Сопоставление данных о составе речных и сточных вод на примере участка р. Цзиньцзян у г. Гаоань в 2019 и 2022 гг. показало весьма высокую способность речных вод к самоочищению (табл. 1).

Таблица 1 – Сумма главных ионов Σ_{mi} , концентрации Cl^- и W в водах р. Цзиньцзян и стоках (*), поступающих в неё, в межень 2019 и 2022 гг.

Расстояние от устья, км	Номер пробы	Σ_{mi} , мг/дм ³		Cl^- , мг/дм ³		W , мкг/дм ³	
		2019 г.	2022 г.	2019 г.	2022 г.	2019 г.	2022 г.
136,5	P98	176,7	165,8	10,8	15,3	0,15	0,09
63,68	P101*	949,3	652,6	200,0	217,0	3061,57	150,93
63,59	P100*	190,1	228,9	33,0	50,9	0,07	0,06
63,50	P102	180,3	215,6	14,0	27,4	11,44	0,22
22,50	P95	180,7	181,0	15,4	19,8	1,05	1,03

Для объяснения этого факта выполнены расчеты распространения веществ в потоке по уравнению:

$$\vartheta \frac{\partial C}{\partial x} \approx D \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + k_{cs}(C_{es} - C), \quad (3)$$

ϑ – скорость течения, м/с; D – коэффициент гидродисперсии, м²/с; k_{cs} – удельная скорость изменения концентрации C , с⁻¹; численная реализация (3) выполнена явным методом первого порядка по методике А.В. Караушева.

В результате установлено, что использование уравнения позволяет получить достаточно высокую сходимость измеренных и расчетных значений гидрохимических показателей в пункте P102, а заметное снижение концентраций веществ, поступающих в р. Цзиньцзян по выпускам P101 и P100, происходит в пределах 200 м от выпуска даже в условиях очень низкой межени 2019 г. (рис. 1).

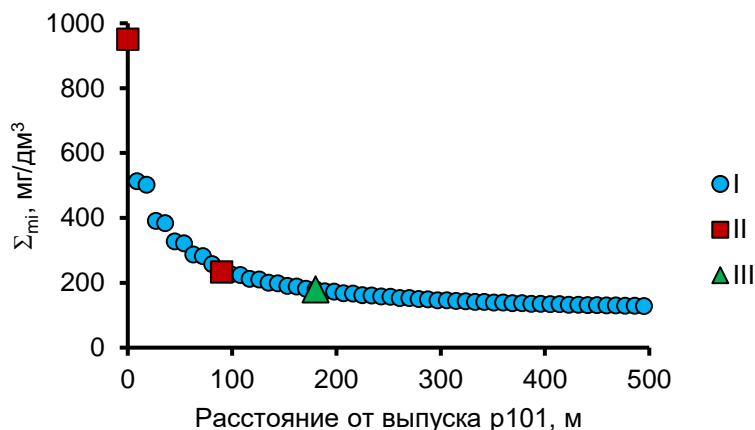


Рисунок 1 – Расчетные (в максимально загрязненной струе) и измеренные значения (а) суммы главных ионов Σ_{mi} в реке Цзиньцзян: I – расчет по уравнению (1); измеренные концентрации в 2019 г. в: II – сточных водах выпусков p101 и p100; III – в р. Цзиньцзян, пункт p102 (90 м ниже p100 и 180 м ниже p101)

Последний факт свидетельствует о значимом влиянии на трансформацию вод приемника стоков не только разбавления сточных вод, но и других процессов самоочищения, например осаждения малорастворимых соединений и сорбции на частицах наносов и донных отложений. Для проверки этого предположения, во-первых, выполнены термодинамические расчеты, показавшие, что речные и грунтовые воды способны растворять полевые шпаты, но близки к равновесию или пересыщены относительно кварца, глинистых минералов и соединений кальция и магния с гуминовыми кислотами, в некоторых случаях – кальцита, доломита и мусковита; кроме того, сточные воды в пункте P101 находились в области устойчивости к монтмориллониту, а прочие воды – к каолиниту [Soldatova et al., 2022].

Во-вторых, был проведен корреляционный и регрессионный анализ, результаты которого в целом согласуются и с теоретическими представлениями о равновесно-неравновесном характере эволюции системы вода–порода применительно к водосбору озера Поян [Shvartsev, 2008; Солдатова, 2016; Гусева, 2018; Soldatova et al., 2022]. Так, по данным за 2019 г. выявлены обратные связи между pH, концентрациями CO_2 и целого ряда микроэлементов – Y, Tl, Pb, La, Pr, Nd, Sm, Eu, Gd, Tb, Dy, Er (от $r = -0,85 \pm 0,11$ для CO_2 и Tl до $r = -0,56 \pm 0,26$ для Er), что косвенно свидетельствует о выпадении малорастворимых гидроксидов некоторых металлов и

соосаждении ряда других веществ. Были установлены и прямые связи рН ($r = 0,56 \pm 0,26$) с гидрокарбонатами [Soldatova et al., 2022].

В-третьих, в октябре 2022 г. автором совместно с Ян Хэн выполнен отбор проб вод и донных отложений р. Цзиньцзян и стоков, в неё поступающих, а полученные данные использованы для расчётов трансформации химического состава вод с учётом взаимодействия с донными отложениями по модели (4–11):

$$\frac{dC}{dt} = k_{p,1} \cdot (k_{p,2} \cdot C_{eq} - C) + k_s \cdot (S - k_c \cdot C), \quad (4)$$

$$k_c = k_m \cdot (S_m - S), \quad (5)$$

$$S_m = S_{m,0} \cdot \text{pH}^{n_{\text{pH}}}, \quad (6)$$

$$k_{p,1} = k_{p,0} \cdot d_{10}^{n_{kp}}, \quad (7)$$

$$k_r = k_{p,1} + k_s \cdot k_m \cdot (S_m - S), \quad (8)$$

$$C_x = C_e + (C_0 - C_e) \cdot \exp(-k_r \cdot t), \quad (9)$$

$$C_e = \frac{k_{p,1} \cdot k_{p,2} \cdot C_{eq} + k_s \cdot S}{k_r}, \quad (10)$$

$$S_e = \frac{\frac{k_{p,1}}{k_s} \cdot (C - k_{p,2} \cdot C_{eq}) + k_m \cdot S_m \cdot C}{1 + k_m \cdot C}, \quad (11)$$

где C и S – концентрация исследуемого вещества в воде и отложениях в момент t ; C_e и S_e – концентрации вещества при $\frac{dC}{dt} = 0$; C_0 – концентрация в воде в момент $t=0$; C_{eq} – равновесная концентрация в воде; S_m – максимальная сорбционная способность отложений; S_{m0} , k_m , k_c , k_s , $k_{p,1}$, $k_{p,2}$, k_r , n_{pH} , n_{kp} – коэффициенты. Апробация этой модели была проведена не только для грунтовых вод в водосборе озера Поян, но и на примере болот Западной Сибири (РФ) и притоков реки Хонг (Вьетнам).

При использовании данных о составе вод и отложений ветландов и р. Цзиньцзян в 2022 г. в качестве C_{eq} были приняты средние геометрические для ветландов и рек, остальные параметры (S_{m0} , k_m , k_c , k_s , $k_{p,0}$, $k_{p,2}$, n_{pH} , n_{kp}) были определены подбором (метод общего понижающего градиента), либо вычислены (S_m с учётом рН воды, $k_{p,1}$, k_r) по уравнениям (6, 7, 8). Причём величина k_r (удельная скорость изменения концентрации C) и скорость движения воды в р. Цзиньцзян таковы, что экспонента в уравнении (9) стремится к нулю, а концентрации многих веществ в поверхностных водах (возможно, и в грунтовых) при наличии данных о составе вытяжек из отложений могут быть оценены по уравнению (10).

С учётом этого была проведена апробация усеченной модели (10) отдельно для четырёх проб речных вод и донных отложений, отобранных в 2022 г. Удовлетворительная сходимость измеренных и вычисленных значений была достигнута для веществ с различной степенью присутствия в сточных водах (например, Fe – минимальная, рис. 2, W – одна из наибольших, рис. 3; степень отличия от фона определялась по уравнениям (12, 13)).

$$C_b = C_g \exp\left(\frac{3\sigma_{\ln C}}{\sqrt{N}}\right), \quad (12)$$

$$Z_C = \sum \frac{C}{C_b} - (N_Z - 1), \quad (13)$$

где $\sigma_{\ln C}$ – среднее квадратическое отклонение логарифмов концентраций; N – объем выборки; N_Z – количество веществ, которые превышают фоновые значения C_b в >2 раза [Требования..., 2002].

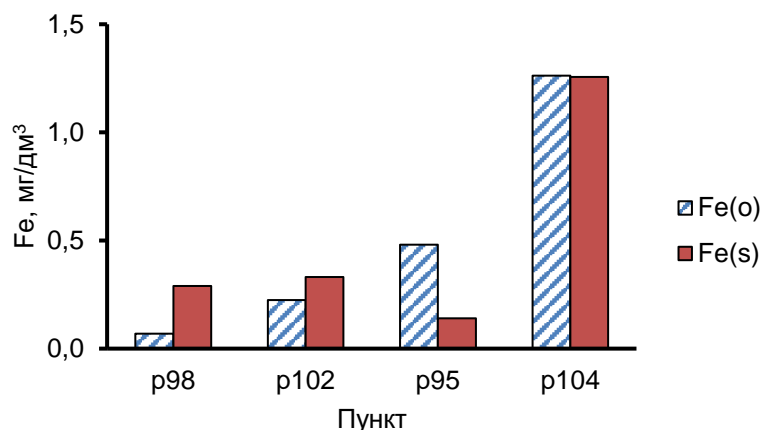


Рисунок 2 – Измеренные (o) и вычисленные (s) концентрации Fe в водах р. Цзиньцзян в октябре 2022 г.: p104: р. Ганьцзян (Ganjiang), 10 км выше г. Наньчан; p95: р. Цзиньцзян (Jinjiang), 0,5 км от устья, 23 км от г. Наньчан; p102: р. Цзиньцзян (Jinjiang), ниже по течению от г. Гаоань, 86 км от г. Наньчан; p98: р. Цзиньцзян (Jinjiang), 159 км от г. Наньчан

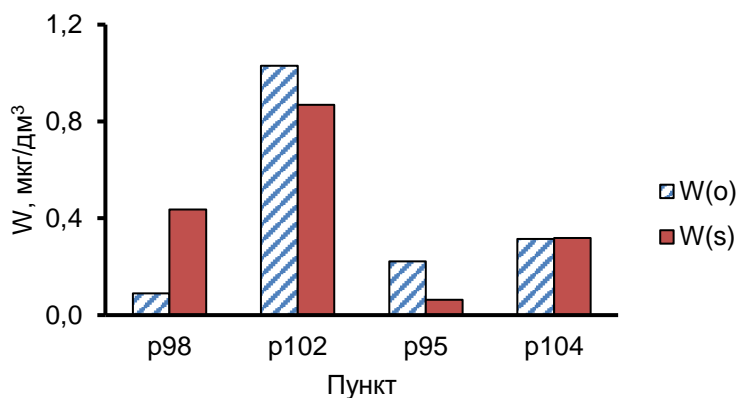


Рисунок 3 – Измеренные (o) и вычисленные (s) концентрации W в водах р. Цзиньцзян в октябре 2022 г. (пункты те же, что и на рис. 2)

Таким образом, модель (4–11) может быть использована для объяснения и прогнозирования содержаний веществ в речных водах и водных вытяжках из донных отложений, что свидетельствует (с учетом разных способом оценки параметра k_r) о сложных нелинейных зависимостях между концентрациями веществ в воде, химическим и гранулометрическим составом донных (водовмещающих) отложений, интенсивностью водообмена и геохимической обстановкой в водном объекте.

Следует отметить, что сравнение полученных результатов моделирования трансформации химического состава речных вод в водосборе озера Поян с соответствующими данными по части бассейна реки Красной на севере Вьетнама [Нгуен, 2017] и по реке Томь на юго-востоке Западной Сибири, РФ [Савичев, 2010], а также обзор опубликованных работ по Китаю

[Zhang, Liu, 1991; Calculation..., 2010] свидетельствует о более существенном потенциале водных объектов в районах с тёплым и влажным климатом по сравнению с другими природными условиями.

В целом аналогичные (результатам анализа трансформации химического состава речных вод) выводы получены и для грунтовых вод в водосборе озера Поян в результате апробации модели (14), показавшей, что загрязнение с большой вероятностью связано с внесением удобрений и иных добавок на сельскохозяйственных объектах, трансформацией органического вещества (как удобрений, так и растительных и животных остатков), а также с поступлением веществ с хозяйственно-бытовыми стоками населенных пунктов (табл. 2).

$$C = C_{es} + (C_w - C_{es}) \exp(f(u, k)z), \quad (14)$$

где z – глубина, $f(u, k)$ – функция действительной скорости движения грунтовых вод u и удельной скорости трансформации вещества; C_w – концентрация в стоках; C_{es} – равновесная концентрация. С учетом полученных данных можно предположить, что состояние грунтовых вод улучшится при уменьшении нагрузки от диффузных источников [Soldatova et al., 2022].

Таблица 2 – Расчетные концентрации веществ C_w в водах антропогенного происхождения, поступающих в водоносный горизонт с поверхности водосбора (в скобках приведены значения $C_w < C_b$) [Soldatova et al., 2022]

№	Пункт опробования грунтовых вод	Дата	Глубина z , м	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺
				мг/дм ³		
P99	Колодей (кол.) в долине р. Цзиньцзян, четвертичные отложения	01.11.19	5,2	(0,0)	46,08	(0,00)
P97	Скважина (скв.) в долине р. Юаньшуй, четвертичные отложения	01.11.19	7,7	65,3	31,53	(0,00)
P93	Кол. в прибрежной зоне оз. Поян	29.10.19	8,4	30,0	23,17	3,66
P91	Скв. в водосборе р. Ганьцзян, пос. Фэн Чжоу	16.05.18	10,8	(0,0)	(0,00)	6,64
P90	Скв. в водосборе р. Ганьцзян, пос. Шан Хэкоу	16.05.18	18,0	(0,0)	(0,00)	19,65
P83	Кол. в водосборе р. Ганьцзян, в пойме р. Техэ, пос. Сяншэнь	16.05.18	12,1	58,5	101,09	(0,00)
P83	Кол. в водосборе р. Ганьцзян, в пойме р. Техэ, пос. Сяншэнь	12.11.17	12,1	126,3	156,52	(0,00)
P12	Скв. в водосборе р. Ганьцзян, пос. Сяншань	19.10.13	16,0	54,1	115,70	5,19

№	Пункт опробования грунтовых вод	Дата	Глубина z, м	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺
				мг/дм ³		
P11	Скв. в водосборе р. Ганыцзян, пос. Вали	19.10.13	10,0	80,6	76,67	(0,00)
P8	Скв. в прибрежной зоне оз. Поян, при впадении р. Ганыцзян	18.10.13	10,0	49,0	41,56	(0,00)

Таким образом, установлено, что поверхностные и подземные водные объекты в водосборе озера Поян испытывают значительное долговременное антропогенное влияние, вследствие чего их состояние оценивается как неудовлетворительное вследствие высоких содержаний целого ряда токсичных микроэлементов на отдельных участках рек и в грунтовых водах, но в многолетнем разрезе оно, в основном, удовлетворяет нормативам качества питьевой воды, установленным в КНР.

Состояние грунтовых вод в целом несколько хуже, чем поверхностных, что объясняется более высокой способностью поверхностных вод района исследования к самоочищению вследствие выпадения малорастворимых соединений и соосаждения ряда микроэлементов на частицах речных наносов и донных отложений. Ещё один важный фактор самоочищения – биогеохимические процессы в водной среде при температуре водной среды >20°C. Также прослеживается влияние на состояние вод и условия их самоочищения интенсивности водообмена, которая определяет общие условия взаимодействий в системе вода–порода (время и площадь контакта, вынос продуктов реакций) и косвенно регулирует скорость и направленность биогеохимических процессов [Савичев, Чжоу, 2022; Soldatova et al., 2022]. На основе анализа результатов исследования и указанных фактов и сформулировано первое защищаемое положение.

Второе защищаемое положение

Снижение качества грунтовых вод на селитебных территориях может быть связано как с прямым их загрязнением, так и изменением режима и стока грунтовых вод вследствие сезонных и многолетних изменений инфильтрации, потерь из водоводов, барражного эффекта при строительстве и изменения границ поверхностных и подземных водосборов.

Анализ взаимосвязей между условиями самоочищения грунтовых вод и их водным режимом представляет собой весьма трудоемкую работу, сопряженную с необходимостью решения целого ряда вспомогательных задач, например, проведения опытно-фильтрационных работ с выделением горизонтов опробывания, проведения режимных наблюдений и т.д. По этой причине для получения общего представления о характере подобных связей был проведен синтез результатов исследований, выполненных как непосредственно в водосборе озера Поян (КНР), так и в подтаежной подзоне

юга Западной Сибири (юг Томской области, РФ), в том числе исследований родников в г. Томске и условий самоочищения Обского болота.

В рамках изучения родников г. Томска в 2020–2021 гг. группой исследователей отделения геологии ТПУ был выполнен комплекс работ по отбору проб воды, определению их химического состава, оценке площадей областей питания подземных вод и природно-антропогенных условий их формирования. Рассматриваемая территория расположена на границе гидрогеологических структур I порядка – Западно-Сибирского артезианского бассейна (ЗСАБ) и Алтае-Саянской гидрогеологической складчатой области (АСГСО). В пределах этих структур верхняя часть геологического разреза представляет собой толщу отложений четвертичного, неогенового, палеогенового и мелового возраста, к которым приурочены безнапорные и напорные подземные воды. На левом берегу р. Томи (со стороны ЗСАБ) в основании этой толщи расположен региональный водоупор верхнемелового-палеогенового возраста, на правом – палеозойские образования.

Изученные родники расположены на правом берегу р. Томи, причем их можно сгруппировать территориально: 1) родники в долине р. Ушайки (приток р. Томи) и ее притока; 2) родники непосредственно в долине р. Томи на участке от р. Басандайки до микрорайона Лагерный Сад, к которому приурочен выход палеозойских (карбонатных) образований на поверхность в русле и пойме р. Томи (мыс «Боец»); 3) родники непосредственно в долине р. Томи на участке от микрорайона Лагерный Сад до устья р. Ушайки; 4) родники непосредственно в долине р. Томи на участке от устья р. Ушайки до устья р. Киргизки. По минерализации и химическому составу воды комплекса родников №1 по состоянию на 2020–2021 гг. солоноватые и пресные с повышенной минерализацией, гидрокарбонатные кальциевые первого, второго и третьего типов, по рН – нейтральные; воды комплекса № 2 без явного загрязнения – пресные с повышенной минерализацией, гидрокарбонатные кальциевые I типа, нейтральные; воды комплекса № 3 – солоноватые и пресные с повышенной минерализацией, гидрокарбонатные кальциевые II и III типов, нейтральные и слабощелочные; воды комплекса № 4 – солоноватые, гидрокарбонатные кальциевые III типа, нейтральные. В сравнении с подземными водами прилегающих территорий изученные родники в составе комплекса № 4 ближе всего по составу к водам верхнемеловых отложений Обь-Томского междуречья. В прочих случаях имеет место смешение верховодки, грунтовых вод четвертичных отложений, подземных вод в отложениях палеогена и зоны трещиноватости в палеозойских образованиях. Загрязнение подземных вод проявляется в повышении значений перманганатной (PO) и бихроматной (BO) окисляемости, суммы главных ионов и концентраций SO_4^{2-} , Cl^- , NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , фосфатов [Пасечник и др., 2022].

Сопоставление гидрогеохимических показателей с площадями областей питания F позволило выявить статистически значимую прямую зависимость для суммарного содержания главных ионов Σ_{mi} (коэффициент корреляции

$r=0,77\pm 0,10$; $\Sigma_{mi}=(491,54\pm 161,56)+(647,11\pm 285,32)\cdot F$; $R^2=0,36$; $N=11$), бихроматной окисляемости BO ($r=0,81\pm 0,09$) и нитратов ($r=0,45\pm 0,20$). С большой вероятностью, в условиях северо-западной части АСГСО это указывает на увеличение дренированности территории при увеличении величины F в случае Σ_{mi} , концентраций Ca^{2+} , Mg^{2+} , а в случае Na^+ , SO_4^{2-} , Cl^- , BO – предположительно, на вынос с городской территории песко-соляной смеси, органических остатков и продуктов их трансформации после дождей и в период снеготаяния.

Менее очевидна связь гидрогеохимических показателей с дебитами родников, хотя обычно наблюдается обратная связь вследствие увеличения времени взаимодействия горных пород с водой и, как следствие, роста минерализации вод при снижении интенсивности водообмена. Тем не менее, отмеченный выше факт имеет вполне понятные объяснения, в соответствие с которыми наиболее значительные изменения химического состава речных вод приурочены к очень малым значениям модулей водного стока, характерным для начальных стадий формирования склонового, подповерхностного и подземного стока [Савичев, 2021]. В частности, для родников г. Томска этот диапазон ограничен значениями дебитов до 0,10–0,15 л/с, свыше которых связь с суммой главных ионов приобретает вид обратной степенной зависимости. Некоторое исключение при этом составляют только два родника из комплекса № 4, что объясняется перераспределением поверхностных и подземных потоков при строительстве и эксплуатации зданий, дорожной сети, систем водоотведения и водоснабжения, в результате чего существующий родник стал местом разгрузки подземных вод с большей территории и более глубоких горизонтов с солоноватыми подземными водами.

Аналогичный вывод был сделан и по результатам анализа состояния грунтовых вод в водосборе озера Поян (рис. 4) – при увеличении площади области питания в целом возрастает и степень дренированности более глубоких горизонтов с меньшей интенсивностью водообмена и, как следствие, большим общим содержанием растворённых солей. В этом случае также имеются некоторые исключения, предположительно связанные с антропогенным влиянием (поступлением удобрений с поверхности сельскохозяйственных угодий). Но это определяет и возможность ориентировочной оценки антропогенного загрязнения в зависимости от степени отклонения от уравнения связи между суммой главных ионов и площадью области питания, устанавливаемого для каждого региона с конкретными природными и антропогенными условиями.

В рамках изучения процессов миграции загрязняющих веществ в геосреде в ТПУ был проведён эксперимент по изучению распространения индикаторного раствора $NaCl$ (объем 50 л, исходная концентрация 20 г/дм³), выпущенного 19.03.2021 г. на поверхность Обского болота (юго-восток Западной Сибири, Шегарский район Томской области, участок южнее с. Нащёково без явного антропогенного загрязнения), с последующим опробованием 16.10.2021 г. Анализ полученных данных показал

потенциальную возможность поступления в торфяную залежь подземных вод с более высокой минерализацией и содержанием Cl^- в разные месяцы гидрологического года в разных частях болота. Фактическое же поступление на изученном участке в значительной мере ограничено снижением фильтрационных свойств торфов в слое 3,0–3,5 м (рис. 5).

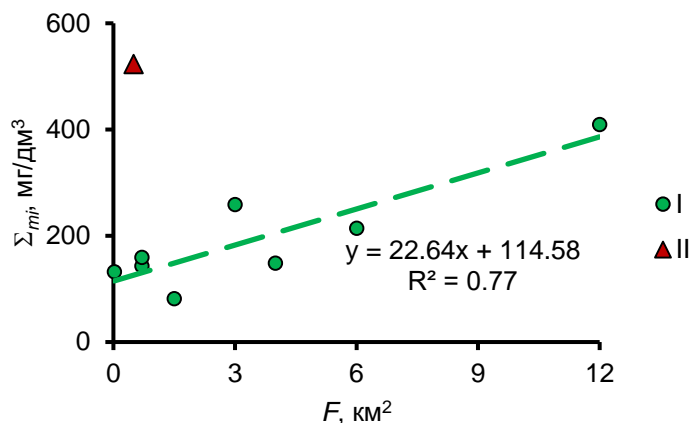


Рисунок 4 – Изменение суммы главных ионов Σ_{mi} в пробах грунтовых вод в воосборе озера Поян в зависимости от площади поверхностного водосбора F ; пробоотбор выполнен Е.А. Солдатовой и др. (2013 – 2019 гг.), Чжоу Дань и Ян Хэн (2022 г.): I – пункты р93 (2019 г.), р97 (2019 г.), р99 (2019, 2022 гг.), р01, р02 (2022 г.), р2 (2013 г.), р20 (2013 г.); II – пункт р13 (2013 г.) среди рисовых полей между протоками

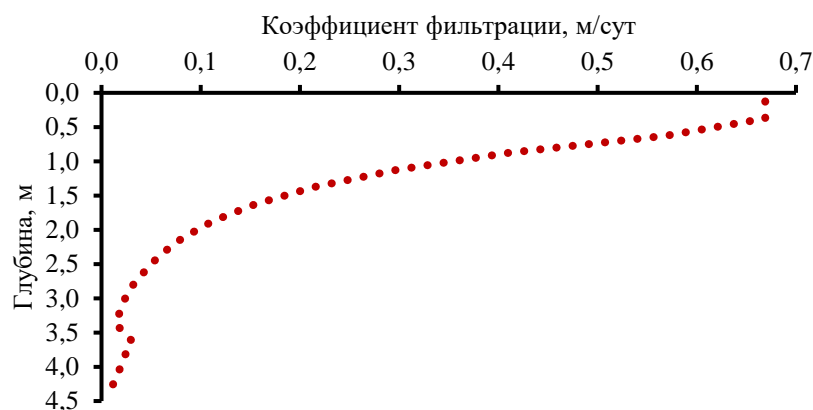


Рисунок 5 – Расчетное изменение коэффициента фильтрации торфов по глубине торфяной залежи Обского болота

Вследствие этого: 1) расчет распространения индикаторных веществ по торфяной залежи можно ограничить участком торфяной залежи от ее поверхности до глубины 3 м, сформированным преимущественно низинным осоково-гипновым торфом; 2) в пределах этого участка адвективный перенос значим (с учетом уровней болотных вод у средней поверхности болота) в основном в слое очеса, а основной механизм переноса загрязняющих веществ по торфяной залежи – диффузионный с учетом процессов сорбции и

растворения – осаднения; 3) участок торфяной залежи от 3,0 до 3,5 м, сложенный низинным осоковым торфом, можно рассматривать как локальный водоупор (примечание – только в расчетном профиле Обского болота, что не исключает более значительных фильтрационных свойств осокового торфа и отсутствие указанного водоупора на других участках Обского болота), в пределах которого преобладает взаимодействие «вода – органическое вещество – газ – минеральные включения» с практически отсутствием адвективного переноса и минимальным диффузионным переносом.

С учетом указанных выше допущений и фактического распределения Cl^- в узловых точках для изучения распространения индикаторного вещества в водных вытяжках из торфов на исследуемом участке была использована одномерная стационарная модель диффузионного распространения вещества с концентрацией C в месяц t по торфяной залежи от поверхности до глубины $z=3,0$ м (рис. 5) в виде (15) с частным аналитическим решением (16):

$$\frac{\partial^2 C_t}{\partial z^2} + \left(\frac{k_r}{D}\right) \cdot (C_{e,t} - C_t) = 0, \quad (15)$$

$$C_{z,t} = C_{e,t} + (C_{0,t} - C_{e,t}) \cdot \exp\left(-\frac{k_r}{D} \cdot z\right), \quad (16)$$

$$C_{0,t} = \frac{dm_t}{dV_t} = \frac{m_{t-1} + C_{atm,t} \cdot \frac{Dm}{\Delta z} \cdot (C_{z1(0,125),t-1} - C_{0,t-1}) + C_{atm,t} \cdot X_{ef,t}}{V_{t-1} + X_{ef,t}}, \quad (17)$$

где k_r – удельная скорость изменения концентрации вещества C в месяц t на глубине z , сут⁻¹; D – коэффициент гидродисперсии, м²/сут; $C_{0,t}$ – начальная концентрация в месяц t , переходящая из предыдущего месяца, оцениваемая по уравнению (17); $C_{e,t}$ – концентрация, соответствующая равновесию в системе «болотная вода – торф – газ – минеральные отложения» с учетом процессов сорбции–десорбции и растворения–осаднения в соответствии с (10); dm_t и dV_t – изменение массы и объема вещества на поверхности болота в месяц t , начальная масса и объем в марте 2021 г. определены как сумма показателей содержаний Cl^- в исходном растворе NaCl и эффективных месячных атмосферных осадков; $C_{atm,t}$ – концентрация индикатора в месяце t (по наблюдениям в 2021 г. содержание Cl^- ориентировочно принято в талых снеговых водах 12,3 мг/дм³, в дождевых – 6,1 мг/дм³); Δz – интервал опробования (0,25 м).

В целом, были достигнута удовлетворительная сходимость измеренных и вычисленных концентраций хлорид-иона по глубине торфяной залежи в марте и октябре 2021 г. (рис. 6) и получена достаточно неожиданная картина распределения концентраций Cl^- по глубине торфяной залежи по месяцам. Так, резкое снижение содержаний отмечается уже в апреле. Однако в последующие месяцы при отсутствии дополнительного поступления раствора наблюдаются заметные колебания, связанные с «подтягиванием» навверх водной массы при увеличении дождевых осадков и «опусканием» вниз при преобладании испарения (рис. 7).

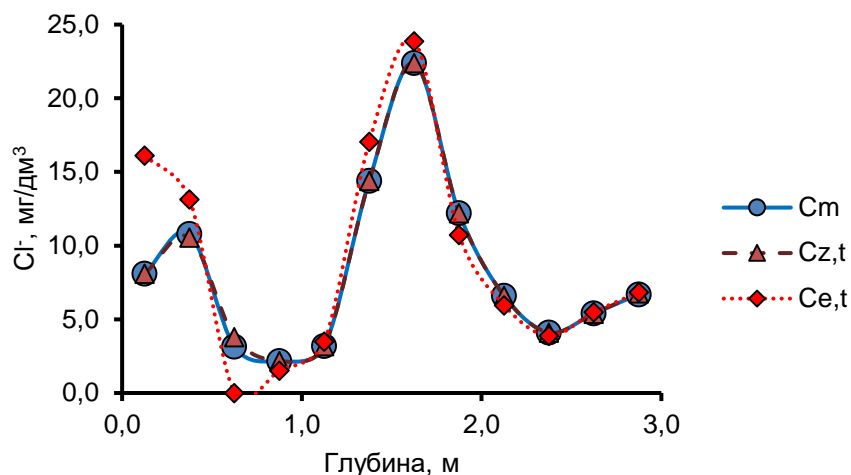


Рисунок 6 – Измеренные (C_m) и расчетные концентрации C_Γ в водных вытяжках из торфов по глубине торфяной залежи 16.10.2021; $C_{z,t}$ – расчётная концентрация по уравнению (16) с учетом времени, критерий качества $S/\sigma=0,04$; $C_{e,t}$ – расчётная концентрация по уравнению (10) для стационарного распределения по глубине, $S/\sigma=0,51$

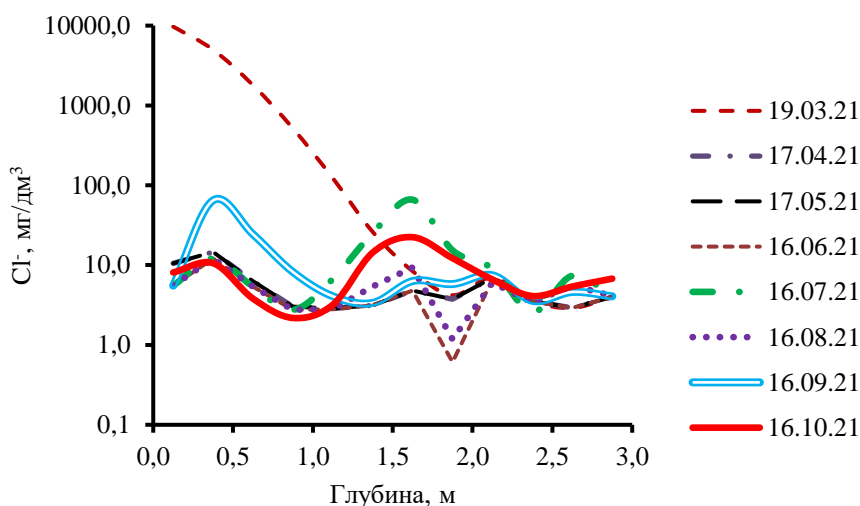


Рисунок 7 – Расчетное изменения концентраций C_Γ в водных вытяжках из торфов по глубине торфяной залежи с 19.03.2021 до 16.10.2021; 16.10.2021 г. – измеренные значения [Савичев, Ян, Чжоу, 2022]

Таким образом, текущее состояние болотных вод определяется не только начальным загрязнением, но и водным режимом болота. Однотипность основных процессов в минеральных грунтах и торфах позволяют распространить этот вывод на грунтовые воды (как на юге Томской области, так и в водосборе озера Поян) и, с учётом результатов гидрогеохимических исследований в г. Томске и в водосборе озера Поян, сформулировать второе защищаемое положение.

Третье защищаемое положение

Фоновый уровень содержания веществ в грунтовых водах (геохимический фон) в значительной мере определяется интенсивностью

водообмена, сорбционной способностью водовмещающих грунтов, их химическим и гранулометрическим составом, а допустимое воздействие на грунтовые воды прямо пропорционально геохимическому фону, глубине исследуемого горизонта и отношению удельной скорости изменения концентрации рассматриваемого вещества к коэффициенту гидродисперсии.

Ключевой подход к практическому использованию данных об условиях самоочищения и нормированию воздействий на грунтовые воды заключается в определении: 1) геохимического фона; 2) отклонений от этого фона, интерпретируемых как геохимические аномалии природного или антропогенного происхождения. При этом под геохимическим фоном часто понимается содержание вещества в компоненте окружающей среды, сформированное при типичных для исследуемого ландшафта условиях за исключением воздействия какого-либо специфического (обычно – антропогенного) фактора. Например, в геохимии поверхностных вод фоновая концентрация вещества C_b в воде водотока рассматривается как концентрации, вычисленная по верхнему пределу погрешности определения среднего арифметического в фоновом створе водного объекта (на расстоянии не далее 0,5 км от источника) при расчётных условиях и с учётом всех источников примесей, кроме рассматриваемого [РД 52.24.622-2019].

В поисковой геохимии [Инструкция..., 1983] фоновые концентрации могут быть рассчитаны как среднее геометрическое или верхний предел определения среднего геометрического, что является более обоснованным способом аппроксимации геохимического фона с учётом базовых положений химической термодинамики и методологии их применения в геохимии. В частности, в ряде случаев допустимо предположение о том, что состояние системы в целом неравновесно, но отдельные её части квазиравновесны и имеют термодинамические параметры, время изменения которых больше времени релаксации в этих частях и намного меньше времени, за которое устанавливается равновесие во всей системе. В этом случае при ряде допущений фоновая концентрация вещества в водной среде в общем случае рассматривается как математическое ожидание в сложившихся природно-антропогенных условиях, а с учётом применимости во многих случаях логнормального распределения вероятностей – как среднее геометрическое за гидрологически однородный период с учётом погрешности его определения (12). Эта гипотеза была подтверждена и в результате анализа данных о химическом составе грунтовых и речных вод в водосборе озера Поян, включавшем: 1) исключение экстремальных значений по условию (18); 2) проверке на симметричность по условию (19); 3) дополнительной проверке рядов суммы главных ионов $\sum m_i$ на соответствие эмпирической и логнормальной кривых распределения вероятностей по критерию Колмогорова – Смирнова (20); 4) расчет фоновых концентраций C_b по уравнению (12):

$$I' = \frac{C_{max} - C_a}{\sigma} > I_H; I'' = \frac{C_a - C_{min}}{\sigma} > I_H, \quad (18)$$

$$-\Psi \leq M_3 \leq \Psi, \quad (19)$$

$$\max|P_3 - P_T| \cdot \sqrt{N} < K_{KS,5\%}, \quad (20)$$

где C_a , C_{max} , C_{min} – средние арифметические, максимальные и минимальные концентрации; N – объем выборки; σ – среднеквадратические отклонения; I_n – нормативное значение, определяемое в зависимости от объема выборки; $M_3 = \frac{\sum(C_i - C_a)^3}{N}$; $\Psi = 1,96 \cdot \sigma^3 \cdot \sqrt{\frac{6}{N}}$; P_3 и P_T – эмпирическая и теоретическая обеспеченности; $K_{KS,5\%}$ – значение критерия Колмогорова-Смирнова при уровне значимости 5%. Пример расчета фоновых значений суммы главных ионов Σ_{mi} приведён в табл. 3.

Таблица 3 – Результаты расчета фоновых значений суммы главных ионов Σ_{mi} (мг/дм³) в грунтовых и речных водах в водосборе озера Поян

Показатель	Грунтовые	Речные
Среднее арифметическое: C_a	179,7	141,7
Среднее квадратическое отклонение: σ	87,7	49,0
Объем выборки после исключения экстремумов: N	27	14
Параметр условия (18): I'	2,62	1,51
Параметр условия (18): I''	1,49	1,52
Параметр условия (18): I_n	2,66	2,37
Параметр условия (19): M_3	-0,02	-0,04
Параметр условия (19): Ψ	0,11	0,08
Отношение $\max P_3 - P_T \cdot \sqrt{N} / K_{KS,5\%}$	0,32	0,49
Среднее геометрическое: C_g	160,6	132,5
Фоновое значение по уравнению (12): C_b	213,3	182,6

Но, принимая во внимание структуру уравнений (9, 10) и удовлетворительную сходимость измеренных и вычисленных концентраций растворённых веществ, нами предлагается рассматривать фоновый уровень содержания веществ в водном объекте как математическое ожидание концентрации, формирующейся в результате процессов растворения – осаждения и сорбции – десорбции и определяемой интенсивностью водообмена, сорбционной способностью водовмещающих грунтов, их химическим и гранулометрическим составом.

Соответственно: 1) среднее геометрическое содержание C_g в гидрогеохимических расчётах может использоваться как региональная оценка величины C_{eq} в уравнении (10), а собственно величина C_e – как оценка природно-антропогенного фона в конкретном створе (пункте) в определённый момент времени; 2) экспресс-оценка текущих антропогенных изменений на конкретном участке водного объекта может включать расчёт величины C_{eq} по уравнению (10) и заранее полученным данным о составе воды и водных вытяжек из водовмещающих (донных) отложений; 3) в программу мониторинга состояния водного объекта следует включать опробование не

только воды (подземной или поверхностной), но и водовмещающих грунтов в случае изучения подземных водных объектов или донных отложений в случае поверхностных; 4) принимая во внимание сложность отбора проб водовмещающих грунтов, подобные исследования их гранулометрического, химического и минерального состава должны выполняться в обязательном порядке при организации пункта наблюдений (эксплуатационной или режимной гидрогеологической скважины, колодца); отбор проб воды из родников целесообразно совмещать с отбором проб отложений при условии ненасыщения ущерб исследуемому объекту; 5) в рамках водохозяйственной деятельности целесообразно использовать результаты оценки отклонения фактических концентраций от величины C_e по уравнению (10) для корректировки ежегодных природоохранных планов водопользователей, а оценку аддитивного воздействия на здоровье человека или гидробионтов и экологического ущерба следует проводить по уравнению (13) с использованием величины C_b по (12). При этом необходимо отметить, что смысл использования величины C_b – преимущественно экономический, а именно – предотвратить избыточное давление на водопользователя с учётом возможных ошибок и особенностей методов исследования состава вод.

В настоящее время отсутствуют утверждённые методики определения допустимого химического воздействия на грунтовые и болотные воды, а для оценки допустимых концентраций загрязняющих веществ в сточных водах $C_{w,lim}$, сбрасываемых в поверхностные водотоки и водоёмы, используется простейшая модель:

$$C_{w,lim} = n_s \cdot \left(\frac{C_{lim}}{f(C)} - C_b \right) + C_b, \quad (21)$$

где C_{lim} – предельно допустимая концентрация (ПДК); C_b – фоновая концентрация в водном объекте; n_s – кратность разбавления; $f(C)$ – функция источника, например $f(C) = \exp(-k_c \cdot C)$. Использование этой модели привязано к ПДК и сопряжено с необходимостью определения большого количества дополнительных параметров, что заметно усложняет расчёт $C_{w,lim}$ и во многих случаях приводит к необоснованно жёсткому условию $C_{w,lim} \leq C_{lim}$. С учётом этого в ТПУ разработан подход к определению допустимой концентрации веществ в сточных водах $C_{w,lim}$ на основе сравнения двух выборок объёмом N в условно фоновом C_b и нарушенном C_x состояниях и использования условия, полученного путём преобразования критерия Стьюдента к виду [Савичев, 2010, 2021]:

$$C_{w,lim} \leq C_b \cdot \left(\frac{n_s}{f(C)} - n_s + 1 \right) + \frac{n_s}{f(C)} \cdot k_{S,\alpha} \cdot \sigma \cdot \sqrt{\frac{2}{N}}. \quad (22)$$

Величина n_s для уже существующих предприятий может быть определена по данным наблюдений за предшествующий период действия норматива допустимых сбросов, а для проектируемых выпусков – по нормативным значениям или равным единице (в предположении, что в контрольном створе водного объекта максимальная концентрация вещества равна его концентрации в сточных водах). Функция источника $f(C)$ для грунтовых вод

может быть принята в виде $f(C) = \exp\left(-\frac{k_r}{D} \cdot z\right)$. Если предположить, что $f(C) \rightarrow 1$, $\delta = \frac{\sigma}{C_b \cdot \sqrt{N}} = \beta = 0,2$ (погрешность в размере 20% или 0,2 в долях единицы обычно принимается при водохозяйственных расчётах при отсутствии измерений), а для уровня значимости 5% (при стремлении к бесконечности) $k_{s,\alpha} = 1,96$, то выражение для оценки допустимой концентрации вещества, которая при поступлении в водоносный горизонт не приведет к статистически значимому (с уровнем значимости 5%) ухудшению качества вод, имеет вид:

$$C_{ws,lim} = C_b \cdot (1 + 1,96 \cdot \sqrt{2} \cdot \beta) \approx 1,55 \cdot C_b. \quad (23)$$

Используя изложенный выше подход для наихудших условий разбавления сточных вод (при условии $f(C)=1$ и $n_s=1$) и данные о фоновых концентрациях веществ, автором определены минимальные допустимые концентрации веществ в сточных водах или антропогенных водах, накапливающихся на поверхности водосбора (табл. 4).

Таблица 4 – Фоновые концентрации растворенных веществ C_b (12) в грунтовых и речных водах и допустимые концентрации $C_{w,lim}$ (23) в сточных водах в водосборе озера Поян (часть полученных данных)

Показатель	Единицы измерения	Грунтовые воды		Речные воды	
		Фон $C_{b(g)}$	Допустимая концентрация в стоках $C_{w,lim(g)}$	Фон $C_{b(r)}$	Допустимая концентрация в стоках $C_{w,lim(r)}$
Σ_{mi}	мг/дм ³	213,3	331,6	182,6	283,8
Ca^{2+}	мг/дм ³	23,8	37,0	27,8	43,2
Mg^{2+}	мг/дм ³	6,9	10,8	3,6	5,6
Na^+	мг/дм ³	16,2	25,2	14,9	23,2
K^+	мг/дм ³	7,5	11,7	3,0	4,7
HCO_3^-	мг/дм ³	92,9	144,4	86,3	134,1
Cl^-	мг/дм ³	23,6	36,7	18,0	27,9
SO_4^{2-}	мг/дм ³	19,5	30,3	29,6	46,0
NO_3^-	мг/дм ³	15,868	24,664	3,200	4,973
NO_2^-	мг/дм ³	0,010	0,016	0,010	0,016
NH_4^+	мг/дм ³	0,580	0,901	0,243	0,378
PO_4^{3-}	мг/дм ³	0,095	0,147	0,134	0,208
Si	мг/дм ³	10,51	16,34	5,35	8,31
Fe	мг/дм ³	0,091	0,141	0,270	0,420
Li	мкг/дм ³	1,61	2,51	62,10	96,53
Al	мкг/дм ³	8,1	12,6	109,2	169,7
Mn	мкг/дм ³	131,1	203,7	245,3	381,3
Cu	мкг/дм ³	1,59	2,47	1,40	2,17
Zn	мкг/дм ³	11,66	18,13	6,22	9,66
As	мкг/дм ³	0,262	0,407	2,108	3,277

Показатель	Единицы измерения	Грунтовые воды		Речные воды	
		Фон $C_{b(g)}$	Допустимая концентрация в стоках $C_{w,lim(g)}$	Фон $C_{b(r)}$	Допустимая концентрация в стоках $C_{w,lim(r)}$
Mo	мкг/дм ³	0,152	0,236	1,366	2,123
W	мкг/дм ³	0,074	0,115	0,755	1,173
Hg	мкг/дм ³	0,035	0,054	0,027	0,041
Pb	мкг/дм ³	0,90	1,40	1,50	2,34
La	мкг/дм ³	1,890	2,937	0,657	1,022
Ce	мкг/дм ³	0,976	1,516	1,603	2,492
Sm	мкг/дм ³	0,573	0,890	0,140	0,217
U	мкг/дм ³	0,054	0,083	0,537	0,835
C _{орг.}	мгС/дм ³	1,14	1,77	2,53	3,93
Тип по Алекину		C ^{Ca} _{II}	C ^{Ca} _{II}	C ^{Ca} _{II}	C ^{Ca} _{II}

При поступлении в водоносные горизонты и реки загрязняющих веществ в таких концентрациях устойчивое (длительное и статистически значимое) ухудшение качества вод маловероятно, а тип воды по О.А. Алёкину не меняется (табл. 4). Соответственно, интегральной характеристикой антропогенного воздействия могут быть не только критерий (13) или условие $\sum_{1-2} \frac{c}{c_{lim}} \leq 1$, но и изменчивость типа воды (или отсутствие изменений), что подтверждается результатами наблюдений в 2019 и 2022 гг. (табл. 5).

Таблица 5 – Результаты расчета показателя загрязненности Z_C (13) и отношения фактических и предельно допустимых концентраций Z_L , принятых в КНР и РФ, в водосборе озера Поян в 2019 и 2022 гг.

Пункт	Дата	Z_C	Кратность превышения C_b	$Z_{L(КНР)}$ 1-2*	$Z_{L(РФ)}$ 1-2	Тип ВОДЫ
Грунтовые воды						
P93	29.10.19	215,9	(Cd 209,4); Ag 4,1; K 2,7; Ru 2,7	0,73	1,32	C _I ^{Ca}
P97	01.11.19	86,8	(Cd 42,1); U 19,1; V 8,5; Mo 4,8; Sr 3,8; As 2,9; Sb 2,6; HCO ₃ ⁻ 2,5; (Th 2,2); Rh 2,2; K2,1; PO ₄ ³⁻ 2,0	0,83	1,56	C _{III} ^{Ca}
P99	01.11.19	86,5	(Cd 71,4); (NO ₂ ⁻ 11,0); K 3,8; SO ₄ ²⁻ 2,2; NO ₃ ⁻ 2,2	1,47	1,64	S_{II}^(K)
99p	19.10.22	33,9	(Cd 27,2); K 3,2; Te 2,9; SO ₄ ²⁻ 2,7; Zn 2,0	1,12	1,41	S_{II}^{Ca}
p01	19.10.22	192,3	Ag 97,0; (Cd 89,2); K 3,4; Ti 2,7; Al 2,6; Co 2,4	0,70	1,05	C_I^K
po5	19.10.22	65,2	Ag 35,1; (Cd 24,3); I 4,2; Hg 3,5; Li 2,1	0,39	1,30	C _I ^{Na}
Речные воды						
P96	01.11.19	1,0	-	0,54	1,88	C _I ^{Ca}
P98	01.11.19	3,3	(Te 3,3)	0,73	3,88	C _{II} ^{Ca}

Пункт	Дата	Z_c	Кратность превышения C_b	$Z_{L(КНР)}$ 1-2*	$Z_{L(РФ)}$ 1-2	Тип ВОДЫ
P102	01.11.19	19,4	W 15,2; (Te 5,2)	0,72	3,28	C_{II}^{Ca}
P104	04.11.19	13,4	Th 7,0; Tm 3,6; Yb 2,6; Bi 2,1; Cd 2,1	0,73	1,54	C_{II}^{Ca}
95p	19.10.22	317,7	(Ag 287,6); (Au 14,2); Co 4,5; Mn 3,6; Hf 3,4; Ga 2,9; Cd 2,6	1,55	3,08	C_{II}^{Ca}
98p	19.10.22	153,4	(Ag 138,6); Tl 9,4; Cs 7,3	6,98	9,44	C_{II}^{Ca}
102p	19.10.22	73,4	(Ag 73,4)	1,52	4,71	C_{II}^{Ca}
104p	19.10.22	4085	(Ag 3920); Bi 34,3; Th 18,8; Co 18,7; Tm 15,7; Cd 6,5; Tb 5,8; Er 5,8; Y 5,5; Gd 5,0; Fe 4,7; Sm 4,7; Ga 4,6; Dy 4,6; Ho 4,5; K 4,4; La 4,5; Ce 3,9; Nd 3,7; Pr 3,6; Eu 3,2; Mn 3,1; Al 3,0; Lu 2,9; Da 2,7; Zr 2,6; Sc 2,2; Pb 2,0; Tl 2,2; Cl 2,0	1,39	2,03	C_{III}^{Ca}

Примечание: полужирным шрифтом выделены пробы с существенным отклонением по хим. составу от средних значений; $Z_{L(КНР)1-2*}$ и $Z_{L(РФ)1-2}$ – соотношение по китайским и российским питьевым нормативам для веществ 1 и 2 классов опасности по перечню, принятому в РФ

В целом, на основе анализа данных наблюдений и результатов математического моделирования гидрогеохимических процессов сформулировано третье защищаемое положение.

Заключение

На основе данных геохимических исследований, выполненных в 2021–2023 гг., проведены обобщение и анализ данных о химическом составе грунтовых и речных вод в водосборе озера Поян и в других регионах Азии. В результате было установлено, что условия самоочищения грунтовых и речных вод в целом улучшаются с увеличением и выравниванием в течение года водного стока и температуры воды, что способствует росту интенсивности биогеохимических процессов, осаждению малорастворимых соединений, соосаждению ряда химических элементов, выносу загрязняющих веществ и продуктов их трансформации за пределы рассматриваемых участков. Соответственно, условия самоочищения при прочих равных условиях обычно наилучшие в регионах с теплым и влажным климатом, хуже – в регионах с влажным и холодным климатом и, особенно, в аридных регионах как с холодным, так и с теплым климатом.

Выявлено, что снижение качества грунтовых вод на селитебных территориях может быть связано как с прямым их загрязнением, так и изменением режима и стока грунтовых вод вследствие сезонных и многолетних изменений инфильтрации, потерь из водоводов, барражного эффекта при строительстве и изменения границ поверхностных и подземных водосборов. Разработана и апробирована на примере водосбора озера Поян

методика оценки допустимых концентраций загрязняющих веществ в сточных водах, поверхностном стоке, водах в мелиоративных системах и на рисовых полях, при поступлении которых в подземные водоносные горизонты качество грунтовых вод статистически значимо не изменится по сравнению с геохимическим фоном.

**Список основных работ, опубликованных по теме диссертации
(в изданиях, входящих в перечень ВАК РФ)1.**

1. Савичев О.Г., Чжоу Дань Способ оценки допустимых концентраций загрязняющих веществ с учетом состояния донных отложений // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов. – 2021. – Т. 332. – № 6. – С. 107–117. DOI: 10.18799/24131830/2021/06/3241.
2. Савичев О.Г., Гусева Н.В., Хващевская А.А., Иванов А.Ю., Ян Хэн, Чжоу Дань Эксперимент по оценке самоочищения Обского болота (Западная Сибирь, Томская область) // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов. – 2022. – Т. 333. – № 1. – С. 73–84. DOI: 10.18799/24131830/2022/1/3514.
3. Пасечник Е.Ю., Льготин В.А., Савичев О.Г., Чилингер Л.Н., Хващевская А.А., Чжоу Д. Химический состав родников как индикатор природно-техногенной эволюции городской экосистемы (на примере города Томска, юго-восток Западной Сибири) // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов. – 2022. – Т. 333. – № 7. – С. 195–206. DOI: 10.18799/24131830/2022/7/3534.
4. Soldatova E.A., Savichev O.G., Zhou D., Ivanova I. S., Li J., Dong Y., and Sun Z. Ecological–Geochemical Conditions of Surface Water and Groundwater and Estimation of the Anthropogenic Effect in the Basin of the Ganjiang River // Water Resources. – 2022. – Vol. 49, No. 3, pp. 483–492. DOI: 10.1134/S0097807822030149.
5. Савичев О.Г., Ян Х., Чжоу Д. Гидрогеодинамические и гидрогеохимические условия самоочищения вод Обского болота (Западная Сибирь) // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов. – 2022. – Т. 333. – № 4. – С. 115–125. DOI: 10.18799/24131830/2022/4/3656

Публикации в других научных изданиях

1. Zhou, D., Savichev, O.G. Evaluation method of allowable concentration of pollutants considering the state of bottom sediments // IOP Conference Series: Earth and Environmental Science / IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci., 2022, 958 (1), 012017. DOI: 10.1088/1755-1315/958/1/012017.