

Коржов, Ю.В. Генезис доюрских залежей нефти Рогожниковской группы месторождений (по результатам изучения вертикальной зональности алканов) / Ю.В. Коржов, В.И. Исаев, М.Я. Кузина, Г.А. Лобова // Известия Томского политехнического университета. — 2013. — Т. 323. — № 1. — С. 51–56.

7. Кузина, М.Я. Геохимическое и литолого-петрографическое обоснование концепции «главного источника» доюрских залежей нефти Рогожниковской группы месторождений / М.Я. Кузина, Ю.В. Коржов, В.И. Исаев // Разведка и охрана недр. — 2014. — № 6. — С. 24–30.

8. Кузьменков, С.Г. Развитие нефтегазового комплекса Югры, трудноизвлекаемые запасы / С.Г. Кузьменков, В.И. Исаев, В.И. Булатов, Р.Ш. Аюпов, Н.О. Игенбаева, Ю.А. Кузьмин, П.А. Стулов // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов. — 2018. — Т. 329. — № 11. — С. 103–113.

9. Мельник, И.А. Вторичные карбонаты юрских песчаных отложений как показатели продуктивности палеозоя / И.А. Мельник, Н.М. Недолишко, С.В. Зимица // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов. — 2020. — Т. 331. — № 3. — С. 32–38.

10. Решение 5-го Межведомственного регионального стратиграфического совещания по мезозойским отложениям Западно-Сибирской равнины, Тюмень, 1990 г. — Тюмень: ЗапСибНИГНИ, 1991. — 54 с.

11. Решения межведомственного совещания по рассмотрению и принятию региональной стратиграфической схемы палеозойских образований Западно-Сибирской равнины / редкол.: В.И. Краснов, В.С. Бочкарев, Ф.Г. Гурари и др. — Новосибирск: ротاپринт СНИИГГиМС, 1999. — 80 с.

12. Ablya, E. Paleozoic-sourced petroleum systems of the Western Siberian Basin — What is the evidence? / E. Ablya, D. Nadezhkin, E. Bordyug, T. Korneva, E. Kodlaeva, R. Mukhutdinov, M.A. Sugden, P.F. van Bergen // Organic Geochemistry. — 2008. — V. 39. — no. 8. — pp. 1176–1184.

13. Aleksandrov, V.M. Digital petrophysics and standard laboratory methods for determining terrigenous container rocks capacitive properties / V.M. Aleksandrov, A.A. Ponomarev, G. Imashev, V.E. Makhatova, A.N. Shakibayeva // Journal of Industrial Pollution Control. — 2017. — vol. 33. — no. 1. — pp. 1048–1051.

© Коллектив авторов, 2021

Алеева Анна Олеговна // rastorguevaao_90@mail.ru

Исаев Валерий Иванович // isaewi@tpu.ru

Меренкова Анна Сергеевна // a.merenkova@yandex.ru

Осипова Елизавета Николаевна // osipovaen@tpu.ru

ГИДРОГЕОЛОГИЯ И ИНЖЕНЕРНАЯ ГЕОЛОГИЯ

УДК 556.3; 504.4.054

Куваев А.А., Семенов М.Е., Коннов Д.В. (ФГБУ «Гидроспецгеология»)

МЕТОДИКА ОБРАБОТКИ И ИНТЕРПРЕТАЦИИ ДАННЫХ МОНИТОРИНГА ПРИ ОЦЕНКЕ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОДЗЕМНЫХ ВОД С УЧЕТОМ ИХ ВОЗРАСТА

Предложена методика обработки и интерпретации данных гидрогеологического мониторинга с целью ретроспективной оценки источника промышленного загрязнения подземных вод и прогноза их воздействия на подземные и поверхностные воды. Показано, что учет возраста загрязненных подземных вод при калибровке геомиграционной модели позволяет существенно уточнить параметры источников загрязнения и повысить достоверность прогнозных геомиграционных расчетов. **Ключевые слова:** ретроспективная оценка источников промышленного загрязнения грунтовых вод, геофильтрационное и геомиграционное моделирование, возраст подземных вод, современный и прогнозные ореолы загрязнения подземных вод.

Kuvaev A.A., Semenov M.E., Konnov D.V. (Hydrospeitsgeology)

METHODS OF PROCESSING AND INTERPRETATION OF MONITORING DATA WHEN ASSESSING GROUNDWATER CONTAMINATION CONSIDERING THEIR AGE

The hydrogeological monitoring data processing and interpretation approach for retrospective estimation of the impact assessment of industrial storage basin on groundwater was developed. As is shown the consideration of the groundwater age

at the model calibration allows getting the refined information on the intensity of source of groundwater contamination and improves the reliability of model forecast calculation. **Keywords:** hydrogeological simulation, groundwater age, estimation of industrial source of groundwater contamination.

Актуальность проблемы

Вблизи многих населенных пунктов имеются хранилища промышленных или бытовых отходов. Нередко хранилища отходов располагаются в долинах рек, которые являются участками конечной разгрузки загрязненных грунтовых вод. Прежде всего, это относится к хранилищам, созданным десятки лет назад, т.е. в те времена, когда вопрос о влиянии такого рода объектов на окружающую среду практически не рассматривался. Современные условия требуют проведения количественной оценки воздействия хранилищ отходов на окружающую среду, включая оценку воздействия на грунтовые и поверхностные воды.

Одна из проблем оценки хранилищ отходов как источников загрязнения грунтовых вод связана с отсутствием информации о режиме работы их в течение всего периода эксплуатации, продолжительность которого может составлять, как отмечено выше, десятки лет.

Объект, цель и задачи исследований

Объектом исследования в настоящей работе является геофильтрационный и геомиграционный поток, формирующийся вблизи промышленных водоем-накопителей, расположенных в долине р. Вятка, на западной окраине г. Кирово-Чепецк.

Расстояние от хранилищ отходов до р. Вятка, которая является источником питьевого водоснабжения, составляет 2–3 км. Грунтовые воды приурочены

к аллювиальным отложениям р. Вятка: пойме и надпойменным террасам (рис. 1). Гидрогеологический разрез аллювиальных отложений долины р. Вятка в пределах развития поймы, а также первой надпойменной террасы характеризуется двухслойным строением (рис. 1). Верхний слой представлен преимущественно мелкими и средними, местами глинистыми песками с прослоями суглинков общей мощностью 5–7 м. Нижний слой представлен средними и крупными песками с включением гравийно-галечных отложений общей мощностью 3–5 м. Региональным относительным водоупором является толща плотных пластичных глин пермского возраста, залегающая в основании аллювиальных отложений.

Формирование грунтового потока происходит в основном за счет инфильтрации атмосферных осадков. Дополнительное техногенное питание грунтовые воды получают на участках водоемов-накопителей. Разгрузка грунтовых вод осуществляется в реки, старичные понижения, имеющие сезонную гидравлическую связь с реками, а также испарением со свободной поверхности грунтовых вод и транспирацией.

Эксплуатация хранилищ была начата в 1956 г., однако сведения о режиме эксплуатации и содержании в хранилищах химических веществ, определяющих загрязнение подземных вод, имеют эпизодический характер. Мониторинг подземных вод для получения

количественной оценки распространения загрязнения в грунтовых водах проводится на объекте только с 2009 г. Таким образом, данные мониторинга характеризуют преимущественно современное состояние грунтовых вод.

Гидрогеохимические условия территории исследований определяются комплексом природных и техногенных факторов. Вне пределов зоны техногенного воздействия грунтовые воды четвертичных отложений пресные, прозрачные, без цвета и запаха, их минерализация изменяется от 0.01 до 0.5 г/л, рН 5.3–8, основные катионы Ca^{2+} , Na^+ , Mg^{2+} , основной анион HCO_3^- .

Источниками загрязнения подземных вод на рассматриваемой территории являются промышленные водоемы-накопители: 3 секции шламонакопителя — (№№ 1, 2, 3) и 2 секции хвостохранилища мела (№№ 5, 6) (рис. 2).

Секции шламонакопителя используются для очистки обезвреженных сточных вод предприятия от шламов и взвешенных веществ перед сбросом в р. Елховка. Секции хвостохранилища мела служат для приема мела, образующегося в процессе переработки апатита, мел поступает в хвостохранилище гидротранспортом вместе с технологическими водами. Вследствие несовершенства гидроизоляции дна шламонакопителя и хвостохранилища загрязняющие вещества поступают из них в подземные воды.

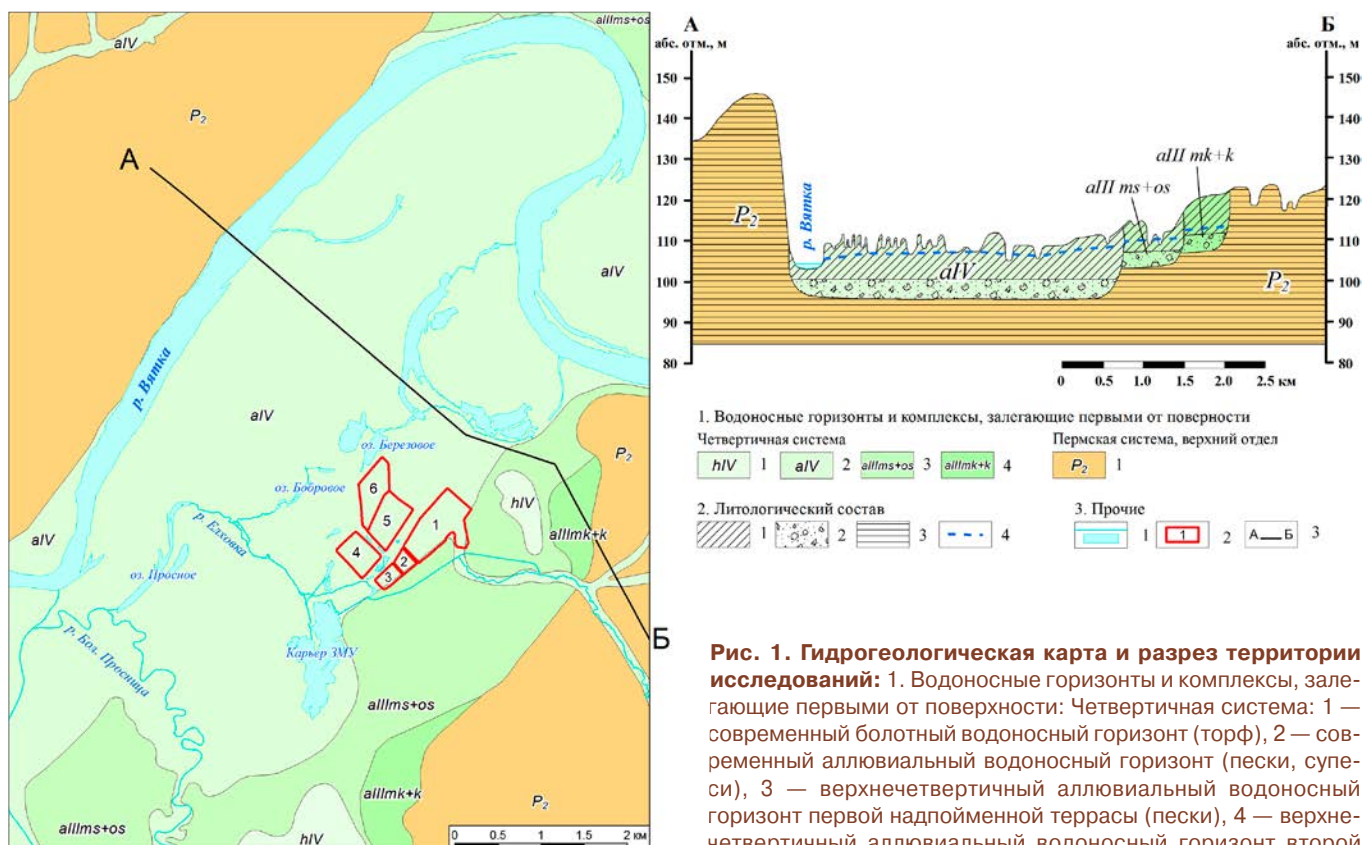


Рис. 1. Гидрогеологическая карта и разрез территории исследований: 1. Водоносные горизонты и комплексы, залегающие первыми от поверхности: Четвертичная система: 1 — современный болотный водоносный горизонт (торф), 2 — современный аллювиальный водоносный горизонт (пески, супеси), 3 — верхнечетвертичный аллювиальный водоносный горизонт первой надпойменной террасы (пески), 4 — верхнечетвертичный аллювиальный водоносный горизонт второй надпойменной террасы (пески); Пермская система, верхний отдел:

1 — Пермский водоупорный горизонт (аргиллиты, песчаники, реже пески, известняки, мергели); 2. Литологический состав: 1 — суглинки, 2 — песчано-гравийные отложения, 3 — глины, аргиллиты, 4 — уровень грунтовых вод; 3. Прочие: 1 — водоемы и водотоки, 2 — граница секций шламонакопителя, номер секции, 3 — линия разреза

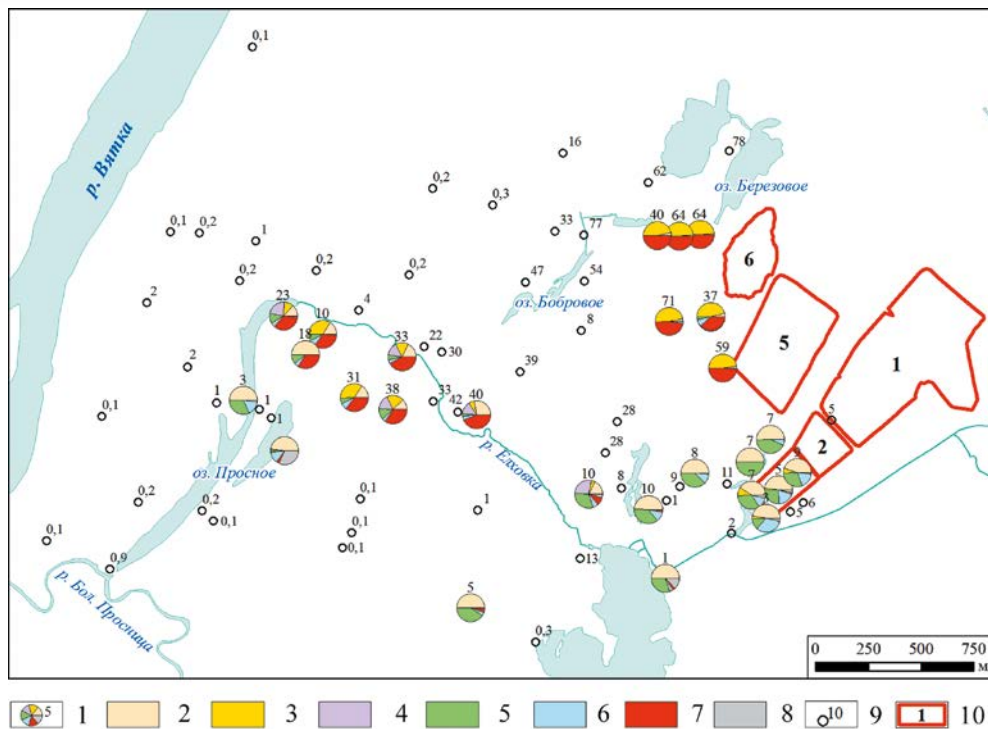


Рис. 2. Карта химического состава грунтовых вод территории исследований (по данным опробования 2009–2012 гг.): 1 — скважина с данными по макрокомпонентам, сверху — минерализация (г/л); Долевое содержание макрокомпонентов химического состава, выраженных в мг-экв: 2 — Ca^{2+} , 3 — NH_4^+ , 4 — Na^+ , 5 — Cl^- , 6 — SO_4^{2-} , 7 — NO_3^- , 8 — HCO_3^- ; 9 — скважина с данными только по минерализации, цифра — минерализация (г/л); 10 — секции шламохранилища и хвостохранилища, их номера

Указанные источники загрязнения подземных вод характеризуются различным химическим составом жидкой фазы. В секциях 1–3 шламохранилища основными химическими компонентами являются ионы Cl^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+} , Na^+ , а в секциях 5–6 хвостохранилища мела — NO_3^- и NH_4^+ . Следует отметить, что данные по составу жидкой фазы секций 5 и 6 хвостохранилища мела с 1985 г. по настоящее время, характеризуются только 4 значениями (табл. 1).

На территории, прилегающей к шламонакопителю и хвостохранилищу, концентрации NO_3^- , NH_4^+ , Cl^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+} значительно превышают нормативы, принятые для питьевых вод. В скважинах, расположенных вблизи хвостохранилища, и в жидкой фазе хвостохранилища (секции 5 и 6) содержание аммонийного и нитратного азотов практически одинаковы. Вблизи впадения р. Елховка в оз. Просное происходит смешение загрязненных потоков подземных вод, мигрирующих от различных источников, в результате чего в пределах указанной части территории подземные воды содержат все перечисленные выше показатели загрязнения (рис. 2).

Таблица 1

Содержание основных показателей загрязнения в источниках его поступления в подземные воды (по данным наблюдений)

Источник поступления загрязнения в подземные воды	Шламохранилище						Хвостохранилище мела			
	Секция 1		Секция 2		Секция 3		Секция 5		Секция 6	
Время эксплуатации секции	1969–н.в.		1969–1997		1969–1996		1985–н.в.		1991–н.в.	
Концентрация основных показателей химического загрязнения в жидкой фазе секции, мг/л										
Год	1981	2005	1965	1999	1988	1996	1987	2005	1996	2005
SO_4^{2-}	400	1030	900	530	3000	1500	Данные отсутствуют			
Cl^-	3800	1900	4500	3100	25600	1500	520	150	350	130
Na^+	2000	960	3400	2100	14900	600	800	340	150	270
Ca^{2+}	3900	670	220	85	3000	950	1100	340	250	430
NH_4^+	Данные отсутствуют				347	4	11829	9386	2443	5786
NO_3^-	Данные отсутствуют						44286	32771	9300	22143

В зоне смешения содержание нитратного азота выше аммонийного, что вместе с наблюдаемым в данной зоне в составе подземных вод ионом натрия может говорить о существовавшем в прошлом источнике нитратно-натриевого загрязнения.

В настоящее время секции 1–3 не являются источниками нитратно-аммонийного загрязнения грунтовых вод. Концентрация NO_3^- и минерализация воды в скважинах, расположенных вблизи хвостохранилища и в зоне смешения, хорошо коррелируется с указанными параметрами жидкой фазы хвостохранилища (рис. 3). Далее в качестве обобщенного показателя загрязнения грунтовых вод рассмотрена их суммарная минерализация.

На основе данных мониторинга уровней подземных вод и содержания основных показателей загрязнения в подземных водах необходимо получить достоверную оценку хранилищ 5 и 6 хвостохранилища мела как источников загрязнения грунтовых вод соединениями азота, а также оценить современные ореолы загрязнения грунтовых вод и дать прогноз выхода загрязнения в р. Вятка на ближайшую и отдаленную перспективу.

Методика исследований

Для количественной интерпретации данных мониторинга, оценки источников загрязнения грунтовых вод и прогнозирования распространения его ореола выполнено геофильтрационное и геомиграционное моделирование.

Основным механизмом, определяющим миграцию химических веществ в водоносных горизонтах зоны активного водообмена, является, как известно, перенос с фильтрационным потоком. Дифференциальное уравнение фильтрации с учетом плотной конвекции имеет вид [4, 6]:

$$\nabla \cdot \left[\rho \frac{h_0}{\mu} K_0 \left(\nabla h_0 + \frac{\rho - \rho_0}{\rho_0} \nabla z \right) \right] = \rho S_{s,0} \frac{\partial h_0}{\partial t} + \theta \frac{\partial \rho}{\partial c} \frac{\partial c}{\partial t} - \rho_s q'_s, \quad (1)$$

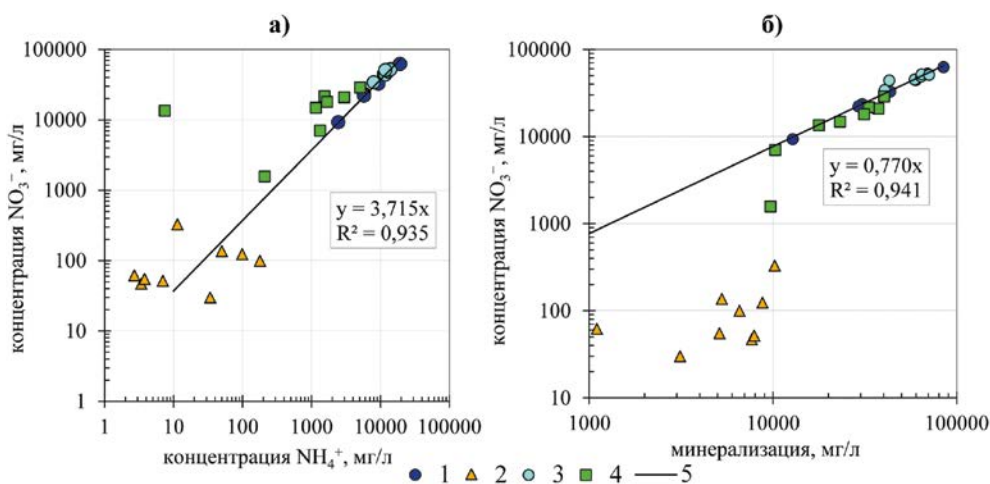


Рис. 3. Соотношение нитратной и аммонийной форм азота (а), а также нитрат-иона и суммарной минерализации (б) в хвостохранилище мела и в воде скважин (по данным опробований 2010–2012 гг.): 1 — хвостохранилище мела, все имеющиеся данные; 2 — скважины возле шламохранилища; 3 — скважины возле хвостохранилища мела; 4 — скважины в зоне смешения потоков; 5 — линия тренда для данных по хвостохранилищу и скважин возле него

$$h_0 = \frac{p}{\rho_0 g} + z, \quad (2)$$

где p — гидростатическое давление [$\text{ML}^{-2} \text{T}^{-1}$]; ρ_0 — плотность воды [ML^{-3}] при референсной концентрации растворенных веществ и референсной температуре (далее при расчетах принималась 1000 кг/м^3); g — ускорение свободного падения [LT^{-2}]; z — высота точки над плоскостью сравнения [L]; μ — динамическая вязкость [$\text{ML}^{-1} \text{T}^{-1}$]; K_0 — тензор коэффициента фильтрации [ML^{-1}]; h_0 — эквивалентный напор [M] пресной воды; $S_{s,0}$ — упругость [M^{-1}] водовмещающей породы; t — время [T]; θ — пористость [—]; C — концентрация раствора [ML^{-3}]; q'_s — источник или сток [T^{-1}] с плотностью флюида ρ_s .

Дифференциальное уравнение миграции растворенных веществ с учетом плотной конвекции имеет следующий вид [4, 6]:

$$\left(1 + \frac{\rho_b K_d^k}{\theta} \right) \frac{d(\theta C^k)}{dt} = \nabla \cdot (\theta D \cdot \nabla C^k) - \nabla \cdot (q C^k) - q'_s C_s^k, \quad (3)$$

где ρ_b — плотность скелета грунта [ML^{-3}]; K_d^k — коэффициент распределения специ k [$\text{L}^3 \text{M}^{-1}$]; C^k — концентрация специ k [ML^{-3}]; D — тензор коэффициента гидродинамической дисперсии [$\text{L}^2 \text{M}^{-1}$]; q — вектор скорости фильтрации [LT^{-1}]; t — время [T]; θ — пористость [—]; C — концентрация раствора [ML^{-3}]; C_s^k — источник или сток [ML^{-3}] концентрации специ k .

При расчетах принималось допущение, что плотность подземных вод зависит только от их минерализации и определяется упрощенным выражением:

$$\rho = \rho_0 [1 + \beta_{TDS} TDS], \quad (4)$$

где β_{TDS} [$\text{L}^3 \text{M}^{-1}$] — эмпирический коэффициент, принятый по литературным данным $6.4 \times 10^{-4} \text{ м}^3/\text{кг}$ [6]; TDS —

суммарная минерализация грунтовых вод [ML^{-3}]. Значение ρ_0 принято 998 кг/м^3 (как для пресной воды). При моделировании влияние вариаций давления и температуры грунтовых вод на их плотность и вязкость не учитывалось.

Режим геофильтрационного потока при моделировании принят стационарным. При этом сделано допущение, что средне-многолетние уровни и градиенты уровней грунтовых вод соответствуют средним значениям уровней и градиентов уровней, полученным по данным режимных наблюдений, выполнявшихся на объекте исследо-

ваний с 1968 г. Пространственная структура геофильтрационного потока принята трехмерной.

Обоснование гидрогеологической стратификации разреза, а также геофильтрационных и геомиграционных параметров водовмещающих отложений приведено в [1–3]. Модель водоносного горизонта представлена 6 расчетными слоями. Слои 1–3 представляют покровные глинистые отложения пойменной фации, а слои 4–6 — песчано-гравийные отложения русловой фации аллювия р. Вятка. Мощности покровных отложений и водоносных отложений русловой фации принимались в соответствии с геологической моделью грунтового водоносного горизонта, разработанной ранее [1–3].

Для расчетов принята регулярная сетка с размерами ячеек 25×25 м.

Фильтрационные свойства водовмещающих отложений охарактеризованы данными опытных откачек и экспресс-наливов, выполненных в 2009–2010 гг., а также в процессе проведения комплексной гидрогеологической съемки масштаба 1:50 000, выполненной в 1968 г.

Возможные вариации изменения модуля инфильтрационного питания и эвапотранспирации для зон 1 и 2 были предварительно оценены в работе [2] на основе моделирования влагопереноса в зоне аэрации. Для всех зон модуль инфильтрационного питания подбирался при калибровке геофильтрационной модели.

Калибровка геофильтрационной модели описана в работе [1]. По результатам моделирования построена схематическая карта возраста грунтовых вод территории исследований, представленная на рис. 4. На карте отчетливо выделяется локальная область техногенного питания грунтовых вод в районе хранилищ отходов, проявляющаяся как купол растекания.

Суммарное поступление воды из хранилищ отходов, расположенных на пойме р. Вятка, составляет по

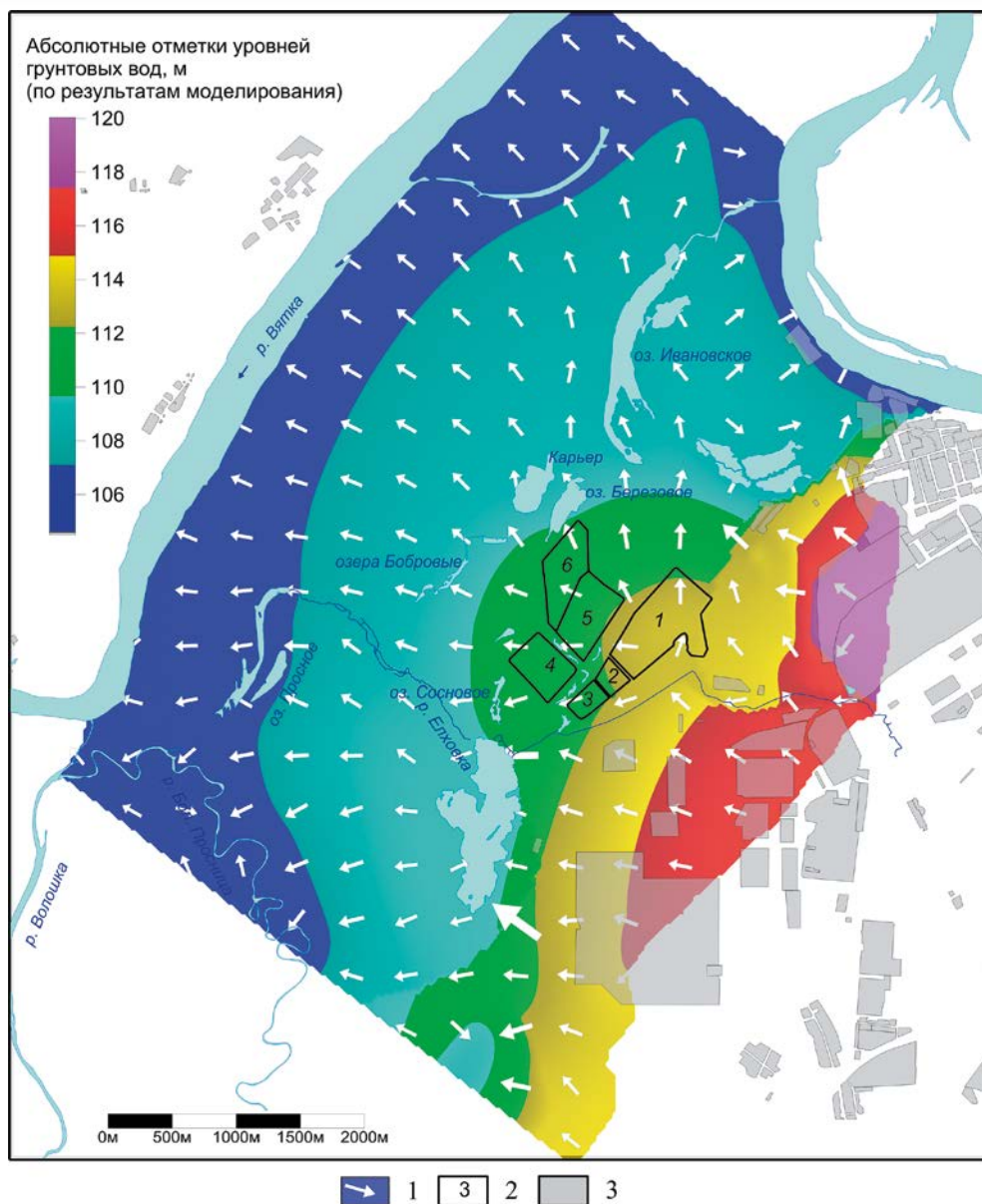


Рис. 4. Гидродинамическая схема потока грунтовых вод (по результатам моделирования) [1]: 1 — вектора потока грунтовых вод; 2 — секция шламонакопителя (цифра — номер); 3 — городская и промышленная застройка

результатам моделирования около 17 % от общего расхода геофильтрационного потока.

Пористость водовмещающих отложений определена по данным геомиграционных наблюдений и составила 0.25 для покровного и водоносного слоев. Геомиграционные наблюдения также показали, что коэффициенты распределения для хлорид-иона, нитрат-иона, аммоний-иона могут быть приняты нулевыми, т.е. миграция химического загрязнения в рассматриваемом случае происходит практически с действительной скоростью грунтовых вод. Для аммоний-иона данное обстоятельство объясняется высокой минерализацией ореола загрязнения, приводящей практически к значительному снижению коэффициента распределения в системе «вода-порода». Таким образом, далее при миграционных расчетах

Таблица 2

Расчетные стресс-периоды и режим работы секций хвостохранилища мела, принятые при моделировании

Номер стресс-периода	Годы	Период работы секций хвостохранилища мела на геомиграционной модели				
		1	2	3	5	6
1	1965–1969					
2	1969–1975					
3	1975–1981					
4	1981–1985					
5	1985–1987					
6	1988–1989					
7	1990–1991					
8	1992–1993					
9	1993–1994					
10	1994–1995					
11	1995–1996					
12	1996–1997					
13	1997–1998					
14	1998–1999					
15	2000–2004					
16	2005–2021					

минерализация подземных вод рассматривалась как нейтральный трассер.

При моделировании миграции в качестве источников химического загрязнения грунтовых вод рассмотрены секции 1–3 шламохранилища и секции 5–6 (секции 5–6 содержат высококонцентрированные соединения азота). Для удобства расчетов, как отмечалось выше, особенностью объекта исследований является отсутствие данных регулярных замеров содержания основных показателей загрязнения в секциях 5–6 хвостохранилища мела, начиная с момента ввода его в эксплуатацию.

Как известно [4, 5], ореолы загрязнения грунтовых вод формируются сравнительно медленно. В рассматриваемом случае ореол минерализации грунтовых вод вблизи секций 5 и 6 формируется с 1987 г., т.е. более 30 лет. Таким образом, ореол содержит информацию о природно-техногенных условиях его формирования, включая режим работы источников загрязнения. Можно заключить, что ореол загрязнения грунтовых вод обладает своеобразным «эффектом памяти» по отношению к вариациям источника. Данный эффект может быть использован для ретроспективной оценки источников загрязнения.

Следует заметить, что уравнения геофильтрации (1) и геомиграции (3) нелинейны относительно источника поступления загрязнения в грунтовый поток, поскольку поле скоростей фильтрации и соответственно распределение показателей загрязнения в пространстве и времени зависит от плотности и, следовательно,

от минерализации воды, поступающей из источника. Тестовые геомиграционные расчеты показали незначительное влияние плотностной конвекции на формирование ореолов химического загрязнения. Будем пренебрегать этим обстоятельством в дальнейшем, учитывая, что минерализация воды в источнике изменяется в ограниченных пределах.

Для модельных расчетов временной период работы хранилищ с 1965 по 2021 г. разделен на 16 стресс-периодов (табл. 2). Минерализация в хранилищах в течение каждого стресс-периода принималась постоянной.

Корректировка минерализации в секциях 5 и 6 хвостохранилища мела осуществлялась в следующей последовательности.

1. Для всей рассматриваемой области выполнялся расчет возраста грунтовых вод, содержащихся в песчано-гравийных отложениях русловой фации. Под возрастом грунтовых вод далее принималось время миграции частицы жидкости от области питания до некоторой точки геофильтрационного потока с фиксированными пространственными координатами. Принимая во внимание, что фильтрационный и миграционный потоки на удалении от источников формируются преимущественно в пределах нижней части водоносного горизонта, представленной песчано-гравийными отложениями, расчет возраста грунтовых вод и построение карты возраста грунтовых вод осуществлялось для слоя песчано-гравийных отложений (рис. 1).

На рис. 5 представлена схематическая карта возраста грунтовых вод территории исследований, из которой видно, что возраст грунтовых вод закономерно возрастает по мере удаления от источников загрязнения.

2. Выполнялся расчет области влияния источника загрязнения за весь период его работы. С этой целью проводилось построение траекторий геомиграционного потока от рассматриваемых хранилищ на весь период их работы с использованием стандартного программного модуля RMPATH, интегрированного в программный комплекс PMWIN-8 [7]. Границы области влияния источника определялись далее путем соединения между собой крайних (наиболее удаленных от хранилища) точек траекторий. На рис. 5, в частности, показаны области влияния хранилища 6. Следует от-

метить, что возраст грунтовых вод за пределами области влияния определяется условиями формирования геофильтрационного потока, не связанными непосредственно с источником загрязнения.

3. На разработанной геомиграционной модели выполнялся расчет ореола минерализации грунтовых вод при значениях минерализации в хранилищах, полученной по данным прямых замеров. При моделировании массопереноса использовался интегрированный в пакет PMWIN-8 код SEAWAT Version 4 [6], интегрированный в программный комплекс PMWIN 8 [7].

4. Для каждой скважины, расположенной в области влияния соответствующего хранилища, определялся стресс-период (табл. 2), соответствующий отобранной пробе, и вычислялось соотношение натуральных и модельных значений минерализации:

$$\alpha_{i,k} = \frac{c_{i,k}^{obs}}{c_{i,k}^{mod}}, \quad (6)$$

где $\alpha_{i,k}$ — поправочный коэффициент для i -й скважины на k -м стресс-периоде работы хранилища, $c_{i,k}^{obs}$ и $c_{i,k}^{mod}$ — наблюдаемые и модельные значения минерализации подземных вод соответственно. Далее по-

правочные коэффициенты усреднялись для соответствующего стресс-периода и хранилища. В результате получались обобщенные поправочные коэффициенты $\bar{\alpha}_k$.

5. Рассчитывались откорректированные значения минерализации в источниках по 19 стресс-периодам:

$$\hat{c}_k^{corr} = \bar{\alpha}_k \hat{c}_k^{obs}, \quad (7)$$

где \hat{c}_k^{corr} — откорректированное значение минерализации в источнике на k -м стресс-периоде работы хранилища, \hat{c}_k^{obs} — значение минерализации в источнике по данным замеров (без коррекции).

6. С учетом откорректированных значений минерализации в секциях 5 и 6 выполнялся расчет современного и прогнозного ореолов минерализации грунтовых вод.

Следует заметить, что описанный выше подход, использованный для уточнения концентраций в источниках, наиболее эффективен в том случае, если скважины характеризуют только один источник загрязнения. Как видно из рисунка 5, область влияния секции 6 частично перекрывает область влияния секции 5. Принимая это обстоятельство во внимание, для ана-

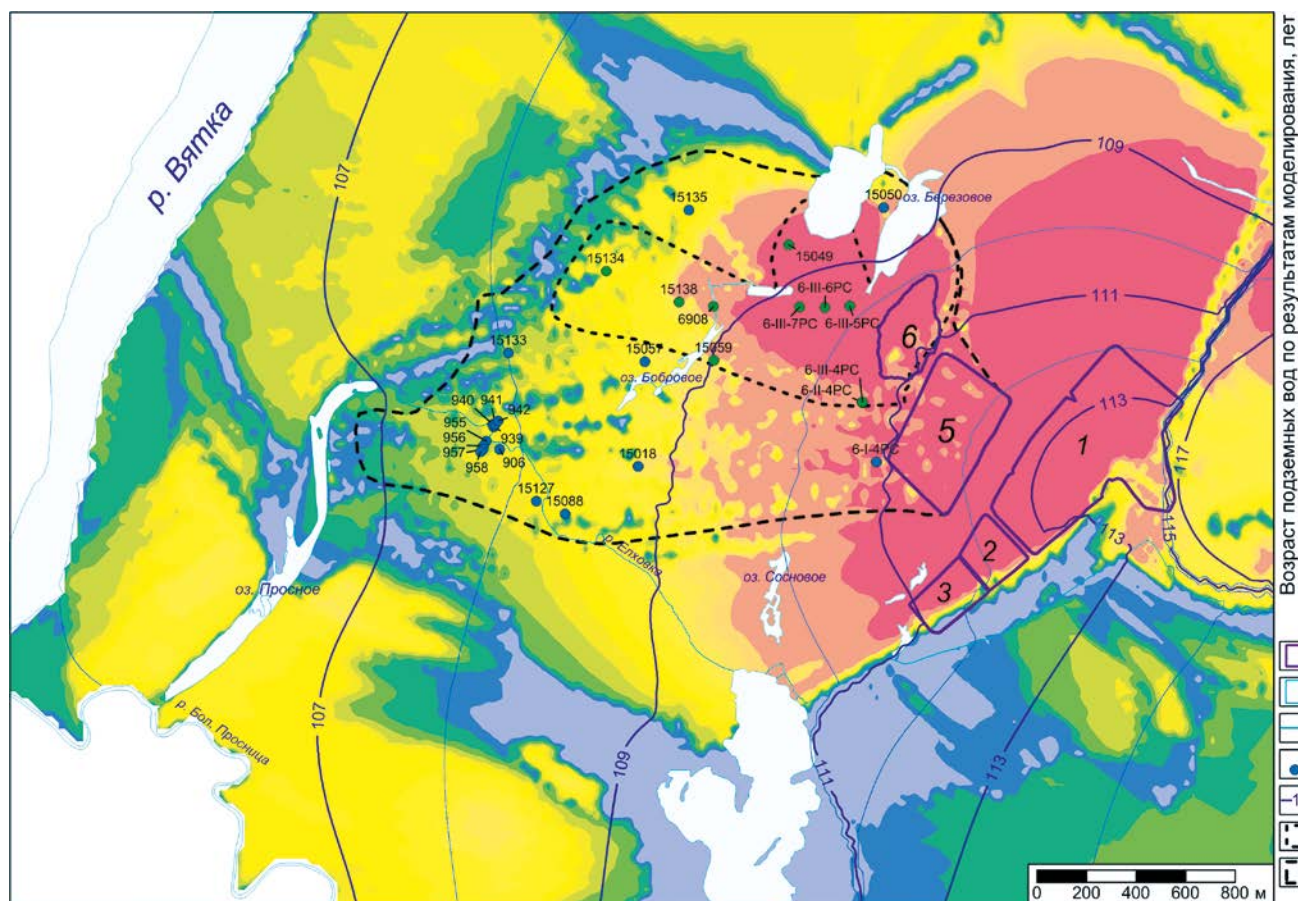


Рис. 5. Схематическая карта возраста подземных вод и расчетные зоны влияния секций 5 и 6 хвостохранилища мела на геофильтрационный поток: 1 — сухие секции хвостохранилища; 2 — озера, пруды, 3 — реки; 4 — наблюдательные скважины, номер скважины; 5 — модельные напоры, м; 6-7 — области влияния источника загрязнения за весь период его работы (6 — от секции 5, 7 — от секции 6)

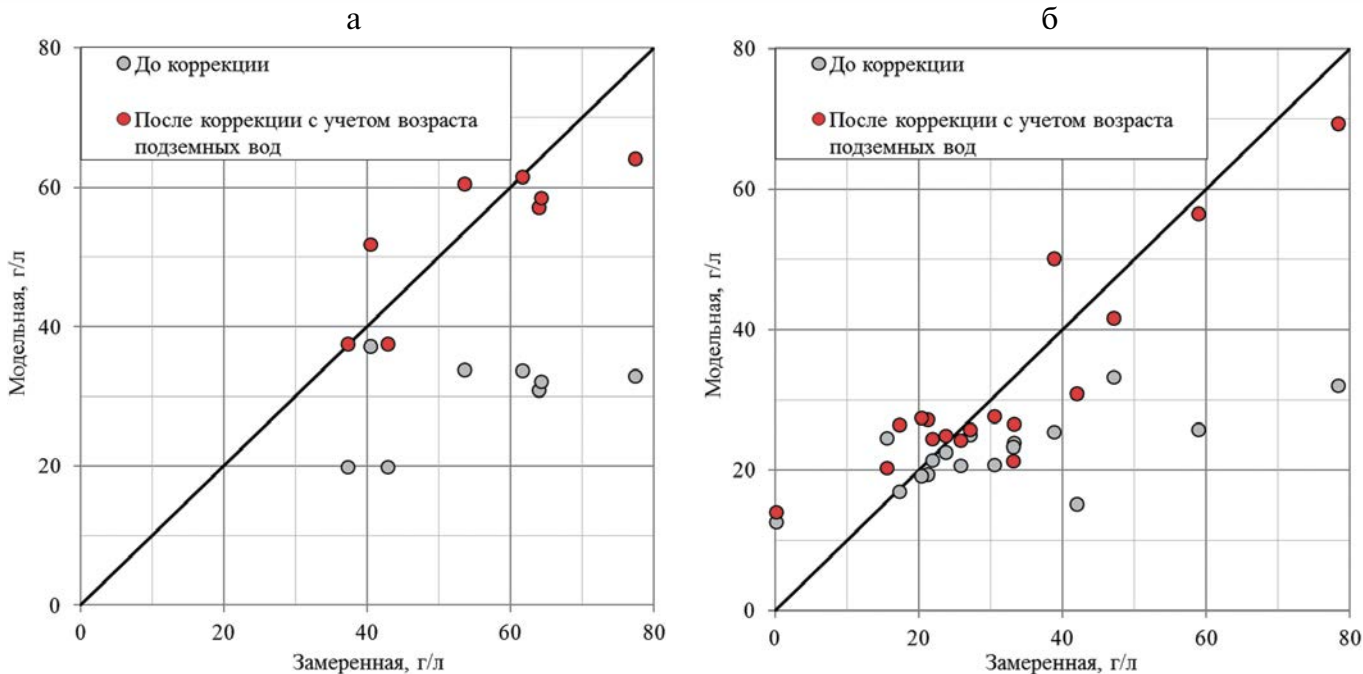


Рис. 6. Сопоставление замеренных и модельных минерализаций в скважинах до и после коррекции минерализации в них с учетом возраста грунтовых вод (на участке секции хвостохранилища мела 5 — а, и секции 6 — б)

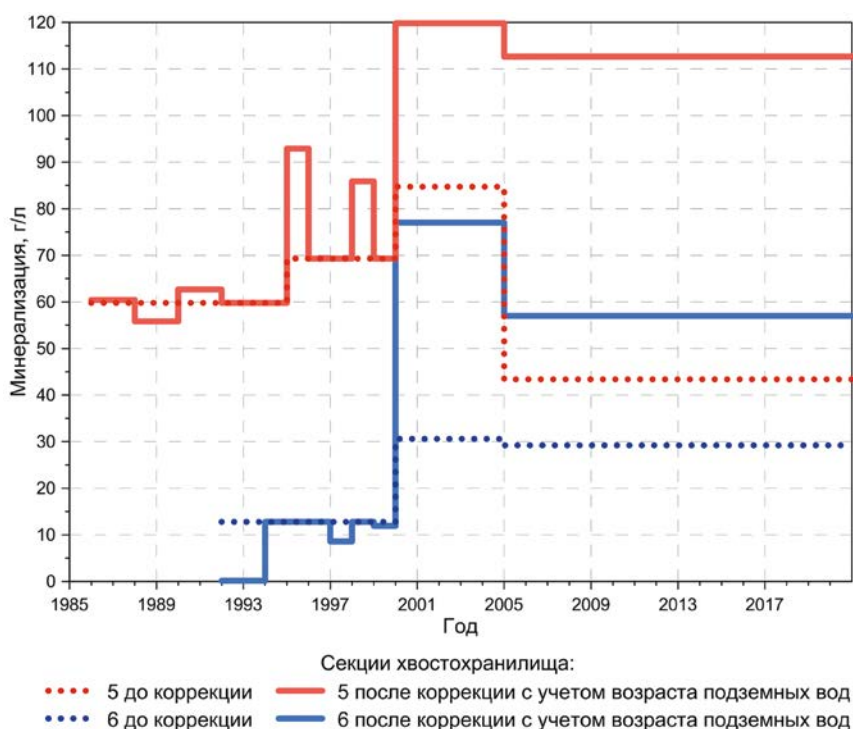


Рис. 7. Результаты корректировки минерализации в секциях 5 и 6 хвостохранилища мела

лиза данных по секции 6 использовались скважины, расположенные в непосредственной близости от нее. Таким образом, влияние секции 5 на указанные скважины было минимизировано.

Результаты исследований

Для оценки качества корректировки минерализации воды в секциях 5 и 6 использовалась локальная

относительная погрешность модели на участке σ_L , которая рассчитывалась по формуле:

$$\sigma_L = \frac{S_L}{\Delta M_L} 100 \%, \quad (8)$$

где S_L — стандартное отклонение модельных напоров от натуральных на участке соответствующей секции; ΔM_L — максимальное изменение минерализации грунтовых вод на участке секции.

Сопоставление натуральных и модельных значений минерализации в скважинах вблизи секций 5 и 6 до и после коррекции минерализации в них с учетом возраста грунтовых вод представлено на рис. 6. Локальные относительные погрешности модели после корректировки минерализации в источниках снизились почти в 2 раза (с 31 до 16 % для секции 5 и с 23 до 12 % для секции 6).

Результаты корректировки минерализации в секциях 5 и 6 хвостохранилища мела показаны на графиках, представленных на рис. 7. Как видно, для обеих секций корректировка выполнена в сторону существенного увеличения концентраций в период после 2000 г., причем для секции 6 корректировка составила более чем в 2 раза.

Прогнозный ореол минерализации грунтовых вод на 2021 г., рассчитанный с учетом откорректированных значений минерализации в секциях 5 и 6 хвосто-

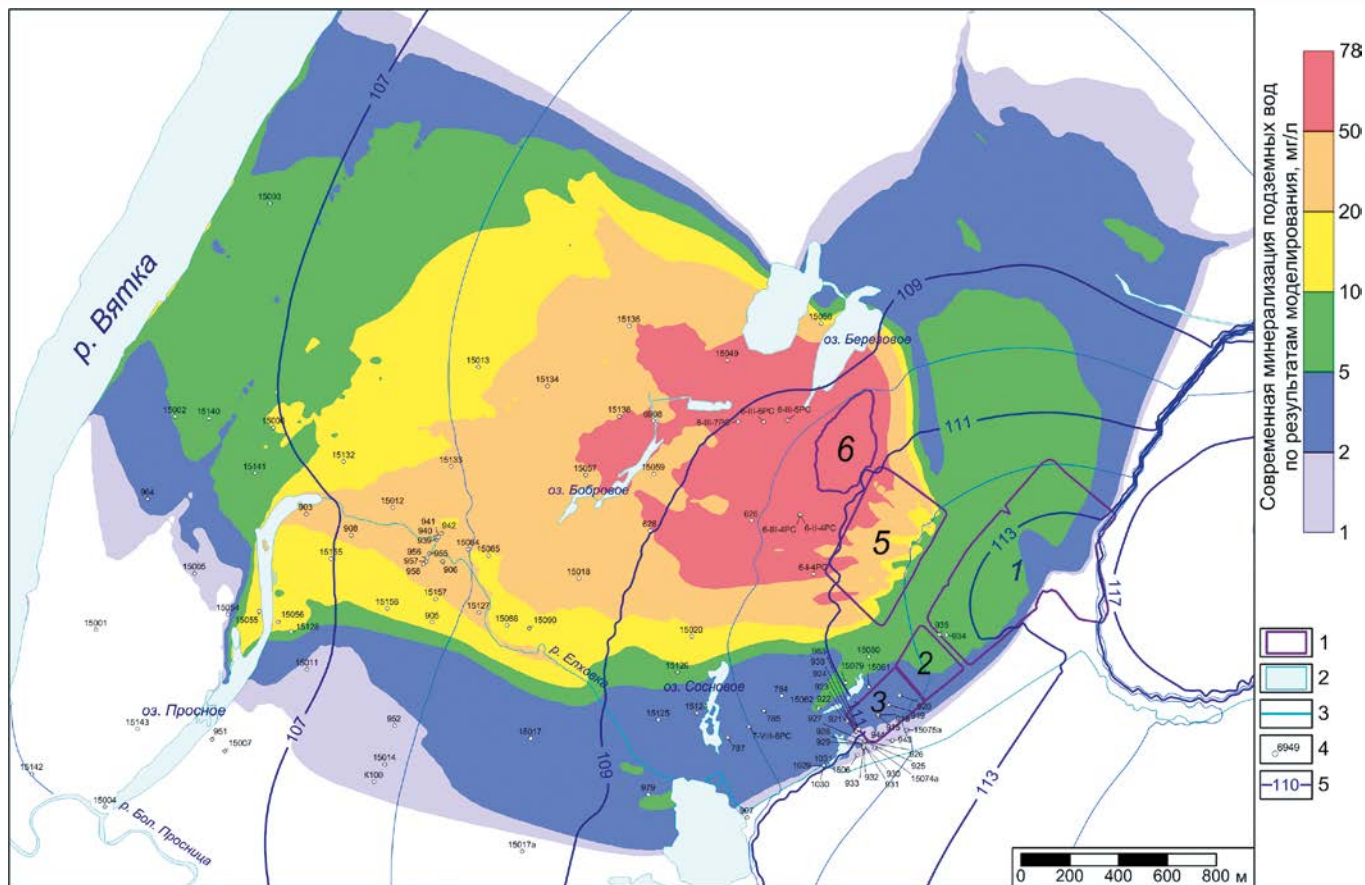


Рис. 8. Прогнозный модельный ореол минерализации грунтовых вод на 2021 г., рассчитанный с учетом откорректированных значений минерализации в хранилищах: 1 — сухие секции хвостохранилища; 2 — озера, пруды, 3 — реки; 4 — наблюдательные скважины, номер скважины; 5 — модельные напоры, м

хранилища мела, показан на рис. 8. Результаты моделирования свидетельствуют, что грунтовые воды, загрязненные соединениями азота, в перспективе будут разгружаться в р. Вятка.

На рис. 9 представлены графики выхода суммарной минерализации, а также азотных соединений в р. Вятка. Расчет выхода нитрат-иона и аммоний-иона выполнен с использованием корреляционных зависимостей, полученных для грунтовых вод и источников загрязнения и представленных на рис. 3. В частности, переход от минерализации к содержанию нитрат-иона $C_{NO_3^-}$ и аммоний-иона осуществлялся по эмпирическим зависимостям:

$$C_{NO_3^-} = 0.770M, \quad (9)$$

$$C_{NH_4^+} = \frac{C_{NO_3^-}}{3.7147}, \quad (10)$$

где M — минерализация, $C_{NO_3^-}$ — концентрация нитрат-иона, $C_{NH_4^+}$ — концентрация аммоний-иона, выраженные в мг/л.

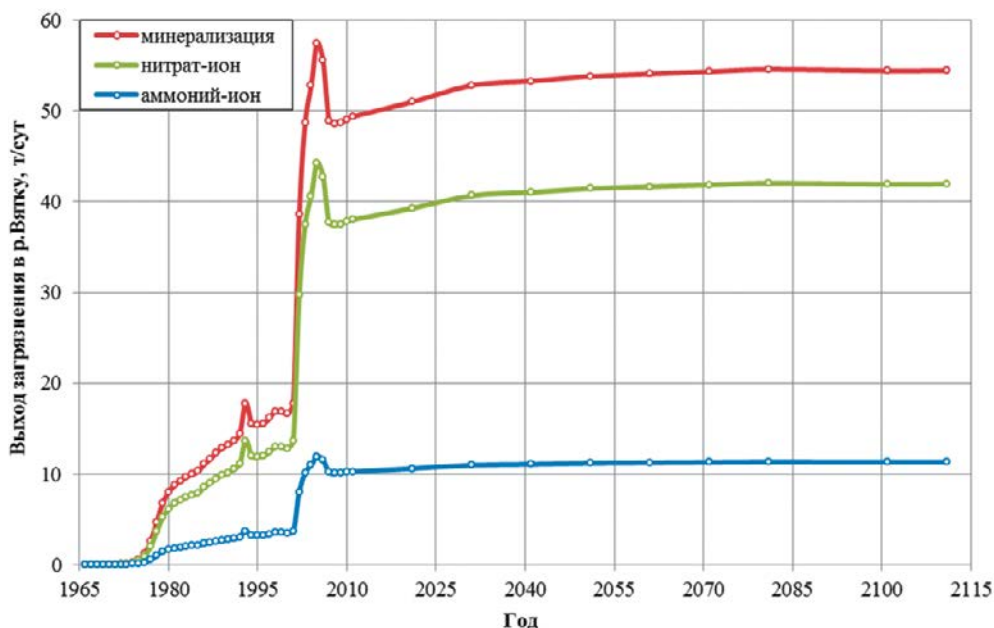


Рис. 9. Прогнозный выход химического загрязнения в р. Вятка (результаты моделирования)

Как следует из рис. 9, прогнозный выход аммоний-иона в р. Вятка в настоящее время практически стабилизировался. Его среднегодовое значение достигнет в ближайшие 10–20 лет величины около 11 т/сут.

Оценочный консервативный расчет прогнозных концентраций аммоний-иона в р. Вятка для минимального ее расхода при условии полного перемешивания может быть выполнен по формуле:

$$C_{NH_4^+}^p = \frac{Q_{NH_4^+}}{Q_p}, \quad (11)$$

где $C_{NH_4^+}^p$ — концентрация аммоний-иона в р. Вятка, $Q_{NH_4^+}$ — массовый поток аммоний-иона, поступающий в р. Вятка с грунтовым потоком и с водами р. Елховка; Q_p — расход р. Вятка 95 % обеспеченности, составляющий 46 м³/с.

Подставив значения параметров в формулу (11), получим с учетом размерностей $C_{NH_4^+}^p = 2.8$ мг/л.

Таким образом, можно ожидать содержания аммоний-иона, превышающие ПДК (1.5 мг/л), в меженный период в прибрежном течении левого берега р. Вятка, у которого прогнозируется поступление загрязнения. Поскольку водозабор на р. Вятка в г. Киров расположен на левом берегу реки, в дальнейшем необходимо выполнить гидрологическую прогнозную оценку содержания аммоний-иона в воде, отбираемой водозабором.

Заключение

При оценке воздействия хранилищ промышленных отходов на грунтовые воды на основе данных мониторинга в комплексе с геофильтрационным и геомиграционным моделированием в условиях недостатка информации о режиме работы хранилищ представляется целесообразным интерпретировать данные мониторинга с учетом возраста грунтовых вод. При

интерпретации данных мониторинга по предложенной методике используется «эффект памяти» геомиграционного потока, что позволяет откорректировать параметры источников загрязнения грунтовых вод и, таким образом, повысить достоверность прогнозных расчетов.

ЛИТЕРАТУРА

1. Куваев, А.А. Моделирование миграции загрязнения в грунтовых водах / А.А. Куваев, М.Е. Семенов, Д.С. Евланов // Безопасность ядерных технологий и окружающей среды. — 2011. — № 2. — С. 46–51.
2. Куринова, Н.М. Оценка скорости миграции радионуклидов в зоне аэрации / Н.М. Куринова, С.П. Поздняков, И.Р. Константинова // Безопасность ядерных технологий и окружающей среды. — 2013. — № 2. — С. 21–27.
3. Куваев, А.А. К вопросу о геофильтрационной и геомиграционной схематизации грунтовых потоков речных долин / А.А. Куваев // Математическое моделирование, геоинформационные системы и базы данных в гидрогеологии: Матер. всероссийской научно-практической конференции (25–27 сентября 2013 г.) / Отв. ред. В.Г. Румынин. — М.: АНО УКЦ «Изыскатель», 2013. — С. 45–46.
4. Румынин, В.Г. Геомиграционные модели в гидрогеологии / В.Г. Румынин. — СПб.: Наука, 2011. — 1158 с.
5. Шестаков, В.М. Гидрогеодинамика / В.М. Шестаков. — М.: Изд-во МГУ, 2000.
6. Langevin, C.D. (2008), SEAWAT Version 4: A Computer Program for Simulation of Multi-Species Solute and Heat Transport. Techniques and Methods Book 6, Chapter A22. / C.D. Langevin, Jr. D.T. Thorne, A.M. Dausman, M.C. Sukop, and W. Guo // U.S. Geological Survey, Reston, Virginia: 2008.
7. Wen-Hsing Chiang; Wolfgang Kinzelbach. 3D-groundwater modeling with PMWIN: a simulation system for modeling groundwater flow and pollution. Berlin; Heidelberg; New York; Barcelona; Hong Kong; London; Milan; Paris; Singapore; Tokyo : Springer, 2000.

© Куваев А.А., Семенов М.Е., Коннов Д.В., 2021

Куваев Андрей Алексеевич // kuvaev@msnr.ru
Семенов Михаил Евгеньевич // semenov_m_e@msnr.ru
Коннов Дмитрий Владимирович // dm_russia@mail.ru

ТЕХНИКА И ТЕХНОЛОГИЯ

УДК 622.24.053

Лачинян Л.А., Медведев А.К. (АО «Завод бурового оборудования»)

ОБОСНОВАНИЕ КОНСТРУКЦИИ РЕЗЬБОВОГО СОЕДИНЕНИЯ БУРИЛЬНОЙ КОЛОННЫ В СОСТАВЕ КОМПЛЕКСОВ БУРОВЫХ СНАРЯДОВ СО СЪЕМНЫМ КЕРНОПРИЕМНИКОМ

Статья посвящена оптимизации соотношения размеров и площадей опорных поверхностей наружного, внутреннего стыков и опасного сечения, а также величины зазора во внутреннем стыке двухпорного резьбового соединения, обуславливающие создание таких напряжений

в его опасном сечении, которые обеспечивают достижение максимальных значений предела выносливости, герметичности и крутящего момента этого соединения. **Ключевые слова:** бурение со съёмным керноприемником, двухпорная резьба, наружный и внутренний стыки, предел выносливости, герметичность и крутящий момент.

Lachinyan L.A., Medvedev A.K. (Drilling Equipment Plant)

THREADED CONNECTION DESIGN JUSTIFICATION OF THE DRILL STRING AS PART OF THE COMPLEXES OF DRILLING SHELLS WITH A REMOVABLE CORE RECEIVER

The article is devoted to the optimization of the ratio of the sizes and areas of the supporting surfaces of the external, internal joints and the dangerous cross-section, as well as the