

УДК 556.3

doi: 10.55959/MSU0579-9406-4-2024-63-4-52-60

ОЦЕНКА ПРОДОЛЬНОЙ ДИСПЕРСИВНОСТИ ПРИ КАЛИБРАЦИИ МОДЕЛЕЙ ТЕПЛОМАССОПЕРЕНОСА В ГРУНТОВЫХ ВОДАХ НА ТЕРРИТОРИИ БАЙКАЛЬСКОГО ЦЕЛЛЮЛОЗНО-БУМАЖНОГО КОМБИНАТА

Яна Владиславовна Сорокоумова¹✉, Александр Владилинович Расторгуев²,
Муродали Давлатхуджаевич Курбонов³

¹ Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова, Москва, Россия; yana1992@gmail.com ✉

² Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова, Москва, Россия; alvr9@mail.ru

³ Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова, Москва, Россия; murod.kurbanov@inbox.ru

Аннотация. В статье приведены результаты калибровки численной трехмерной модели теплопереноса в грунтовых водах на территории Байкальского целлюлозно-бумажного комбината (БЦБК) по материалам двадцатилетнего мониторинга показателей состава и свойств грунтовых вод. В ходе исследования было выявлено, что продольная дисперсивность при переносе тепла на порядок больше, чем при переносе растворенного консервативного вещества.

Ключевые слова: грунтовые воды, миграция контаминантов, теплоперенос, массоперенос, дисперсивность, Байкальский целлюлозно-бумажный комбинат

Для цитирования: Сорокоумова Я.В., Расторгуев А.В., Курбонов М.Д. Оценка продольной дисперсивности при калибровке моделей теплопереноса в грунтовых водах на территории Байкальского целлюлозно-бумажного комбината // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 4. Геология. 2024. № 4. С. 52–60.

LONGITUDINAL DISPERSIVITY ESTIMATION ACCORDING TO HEAT AND MASS GROUNDWATER TRANSPORT MODEL CALIBRATION FOR BAIKALSK PAPER AND MILL SITE

Yana V. Sorokoumova¹, Aleksandr V. Rastorguev², Murodali D. Kurbonov³

¹ Lomonosov Moscow State University, Moscow, Russia; yana1992@gmail.com

² Lomonosov Moscow State University, Moscow, Russia; alvr9@mail.ru

³ Lomonosov Moscow State University, Moscow, Russia; murod.kurbanov@inbox.ru

Abstract. The paper presents the results of the numerical three-dimensional model of groundwater heat and mass transfer in the territory of Baikalsk paper and mill site calibration based on the materials of groundwater composition and properties twenty-year monitoring, which showed that the longitudinal dispersion at heat transfer is an order of magnitude greater than at mass transfer.

Keywords: groundwater, contaminants migration, heat transfer, mass transfer, dispersivity, Baikalsk paper and mill

For citation: Sorokoumova Ya. V., Rastorguev A. V., Kurbonov M. D. Longitudinal dispersivity estimation according to heat and mass groundwater transport model calibration for Baikalsk paper and mill site. *Moscow University Geol. Bull.* 2024; 4: 52–60. (In Russ.).

Введение. Современный подход к описанию переноса энергии и массы фильтрационным потоком состоит в том, что влияние средней скорости потока на этот перенос учитывается в конвективных членах соответствующих моделей переноса, а влияния его флуктуаций в дисперсионных членах [Bear, 1972; Румынин, 2011]. Таким образом, введение дисперсионных членов в математические модели переноса загрязнения и тепла в подземных водах направлено на учет влияния локальной неоднородности разного масштаба поля скоростей фильтрации на формирования миграционных и тепловых ореолов. Дисперсия — важный процесс, влияющий на миграцию вещества и тепла в подземных водах, при этом,

дисперсия, связанная с процессами массопереноса, хорошо изучена [Bear, 1972; Ingebritsen, Sanford, 1998; Appelo, Postma, 2005; Лехов, 2010; Румынин, 2011]. Согласно упомянутым работам, в водоносных горизонтах наиболее существенна продольная гидродисперсия [Лехов, 2010] в направлении потока подземных вод, которая учитывается, как правило, в виде линейной связи с действительной скоростью потока через параметр продольной дисперсивности:

$$D_L = \alpha_L u + D_m, \quad (1)$$

где D_L — продольная гидродисперсия, м²/сут; α_L — продольная дисперсивность, м; u — действительная скорость фильтрации, м/сут; D_m — коэффициент

молекулярной диффузии в пористой среде, м²/сут; n — активная пористость, д.е.

Следует отметить, что уравнение (1) основывается на факте, что общий параметр продольной гидродисперсии можно представить в виде суммы двух параметров, отвечающих за различную природу рассеивания — фильтрационной дисперсии и молекулярной диффузии. При этом, молекулярная диффузия для водоносных горизонтов мала (существенно меньше вклада первого слагаемого в (1) формуле) и не имеет практического значения в рамках масштабов полевых исследований.

Ввиду того, что флуктуации поля скоростей потока подземных вод могут иметь различные масштабы проявления, связанные с масштабами неоднородности фильтрационной среды, первый член в уравнении (1) часто трактуется как произведение скорости течения на масштаб неоднородности, который, в свою очередь, связан с характерным размером области, в которой происходит конвективный перенос. В работе [Gelhar, et al., 1992], на основе обобщения большого количества полевых данных, показана линейная связь параметра продольной дисперсивности с продольным размером ореола распространения консервативного трассера. Чуть позже, Линн Гелхар [Gelhar, 1993] обосновал теоретическую связь продольной дисперсивности с масштабом характерной неоднородности фильтрационных свойств.

В случае теплопереноса продольная гидродисперсия связана со скоростью теплопереноса [de Marsily, 1986]:

$$D_L = \beta_L u_t + \frac{K}{\rho c}, \quad (2)$$

где β_L — продольная термодисперсивность, м; u_t — скорость движения теплового фронта, м/сут; K — теплопроводность пласта, Вт/м/град; ρc — объемная теплоемкость пласта, Дж/град/м³.

При этом

$$K = nK_w + (1 - n) K_s, \quad (3)$$

где K_w и K_s — теплопроводности воды и породы, Вт/м/град;

$$\rho c = nc_w \rho_w + (1 - n)c_s \rho_s, \quad (4)$$

где c_w и c_s — массовые теплоемкости воды и породы, Дж/кг/град; ρ_w и ρ_s — плотность воды и породы, кг/м³.

Скорость движения теплового фронта связана с действительной скоростью фильтрации:

$$u_t = u \frac{\rho_w c_w}{\rho c} n, \quad (5)$$

$$u_t = \frac{dl}{dt} \left(n + (1 - n) \frac{c_{ck} \rho_{ck}}{c \rho} \right)^{-1} = \frac{v}{n_t};$$

$$n_t = n + (1 - n) \frac{c_{ck} \rho_{ck}}{c \rho}. \quad (5a)$$

Из этого следует, что при характерных значениях плотностей и теплоемкостей фильтрующейся жидкости и вмещающих пород, а также при активной пористости скорость движения теплового фронта всегда меньше скорости движения консервативного трассера. С другой стороны, при теплопереносе в подземных водах значительную роль играет кондуктивный перенос за счет теплопроводности водонасыщенной среды, поэтому оценка вклада этих процессов требует дополнительных исследований. В работе [Sommer, et al., 2013] приведены теоретические оценки термодисперсивности при теплопереносе в неоднородной водовмещающей среде. Оказалось, что продольная термодисперсивность также, как и в случае миграции консервативного трассера [Gelhar, 1993], линейно связана с характерным размером неоднородности. Однако, гидродисперсия при переносе тепла зависит также и от теплопроводностей и теплоемкостей воды и скелета породы [Irvine, et al., 2015]. Экспериментальные исследования, приведенные в работе [Rau, et al., 2012], показали, что при низких числах Пекле отмечается нелинейная связь гидродисперсии и скоростей фильтрации.

Целью данной работы было исследование и сравнительный анализ продольных термодисперсивности (β_L) и дисперсивности (α_L), проявляющихся при характерном масштабе переноса порядка тысячи метров в плане. Для достижения данной цели использован модельный анализ данных двадцатилетнего мониторинга показателей состава и свойств грунтовых вод на территории Байкальского целлюлозно-бумажного комбината (БЦБК) на основе трехмерных моделей тепло- и массопереноса.

Исследование продольной дисперсивности при распространении различных контаминантов производилось на основе трехмерной модели миграции подземных вод на территории Байкальского целлюлозно-бумажного комбината, расположенного на юго-западном побережье озера Байкал в Слюдянском районе Иркутской области, в 1,5 км восточнее жилых районов города Байкальска. Комбинат был построен в 1966 г., обеспечивал город электроэнергией и теплом, горячей и холодной водой, но в сентябре 2013 г. был остановлен. Для минимизации разгрузки загрязненных подземных вод в озеро Байкал на территории предприятия с 2002 по 2014 г. функционировал перехватывающий водозабор, опыт работы которого учитывался при разработке модели участка площадки предприятия для обоснования защиты озера Байкал от загрязнения подземными водами [Расторгуев, Куранов, 2002].

Утечки с территории комбината привели к увеличению минерализации подземных вод до 10 000 мг/л при фоновом значении минерализации подземных вод 200 мг/л. Для оценки размера ореола контаминантов в плане и разрезе была организована сеть из 25 наблюдательных скважин, в которых производилось измерение некоторых показателей

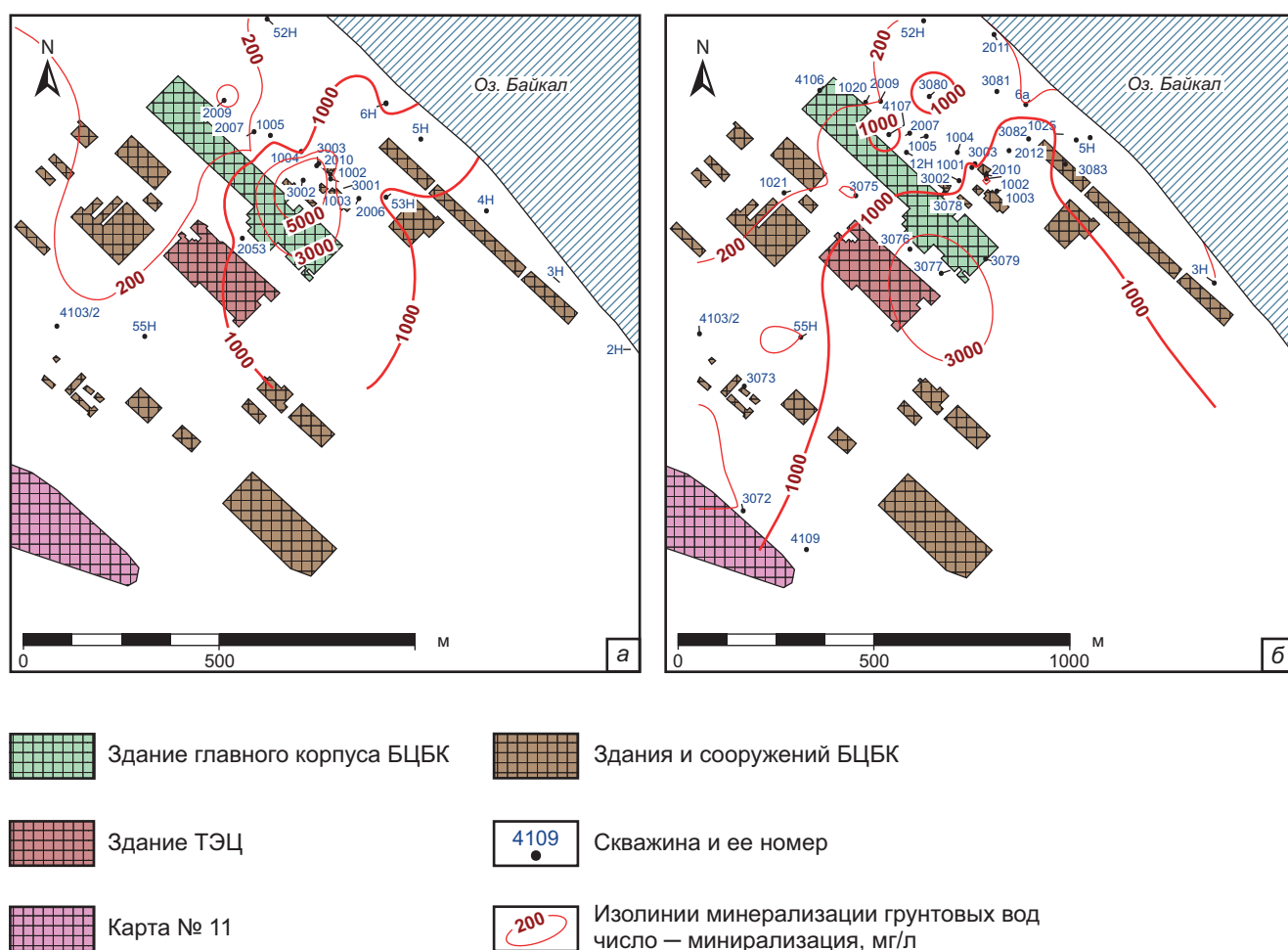


Рис. 1. Минерализация грунтового водоносного горизонта в районе БЦБК по данным опробования в 2002 (а) и в 2022 г. (б)

состава и свойств грунтовых вод, в том числе минерализации и температуры.

В ходе опробования подземных вод в 2000 г. максимальное выявленное значение минерализации зафиксировано в скважине 3002, расположенной ниже по направлению потока грунтовых вод от здания ТЭЦ и главного корпуса БЦБК (рис. 1, а), составило 10 250 мг/л. В 2022 г. максимальное зафиксированное значение минерализации приурочено к скважине 3077, расположенной между корпусом БЦБК и ТЭЦ, и составило 4604 мг/л. На рис. 1, б видно, что область повышенных значений минерализации также находится между этими объектами.

Температурное поле в пределах изучаемой территории характеризуется весьма значительным градиентом по данным измерений, проведенных в 2002 г. (рис. 2, а) — от скважины 48 со значением температуры грунтовых вод 43 °С до скважины 6 с температурой грунтовых вод 9 °С, расстояние до которой составляет менее 300 м. Распределение температуры подземных вод по данным измерений в 2022 г. (рис. 2, б) характеризуется уже гораздо меньшей изменчивостью температур — от 6,2 °С в скважине 3075 до 16,7 °С в скважине 4103/2.

Для определения границ ореола теплового загрязнения требуется оценка фоновых значений температурного поля грунтовых вод. В ходе изучения распределения значений температуры грунтовых вод (рис. 2) были выделены скважины 3н, 4н, 55н, 13, как наименее подверженные влиянию теплового загрязнения. По данным значений температуры в этих скважинах были рассчитаны статистические показатели, которые приведены в табл. 1, также были посчитаны статистические показатели по данным температур грунтовых вод в самые жаркие месяцы (для участка исследований — июль-август). Можно отметить, что средние значения температуры в этих скважинах слабо отличаются. Соответственно, если принять во внимание, что при идентификации границ ореола теплового загрязнения температура грунтовых вод не должна превышать среднюю за самый жаркий месяц в течение 10 последних лет, то получается, что границы фронта теплового воздействия можно выделить по температуре 10 °С (с учетом округления среднего значения до целого числа). В качестве фонового, наиболее часто встречающегося значения температуры подземных вод, согласно расчетам, представленным в табл. 1, можно принять 8 °С.

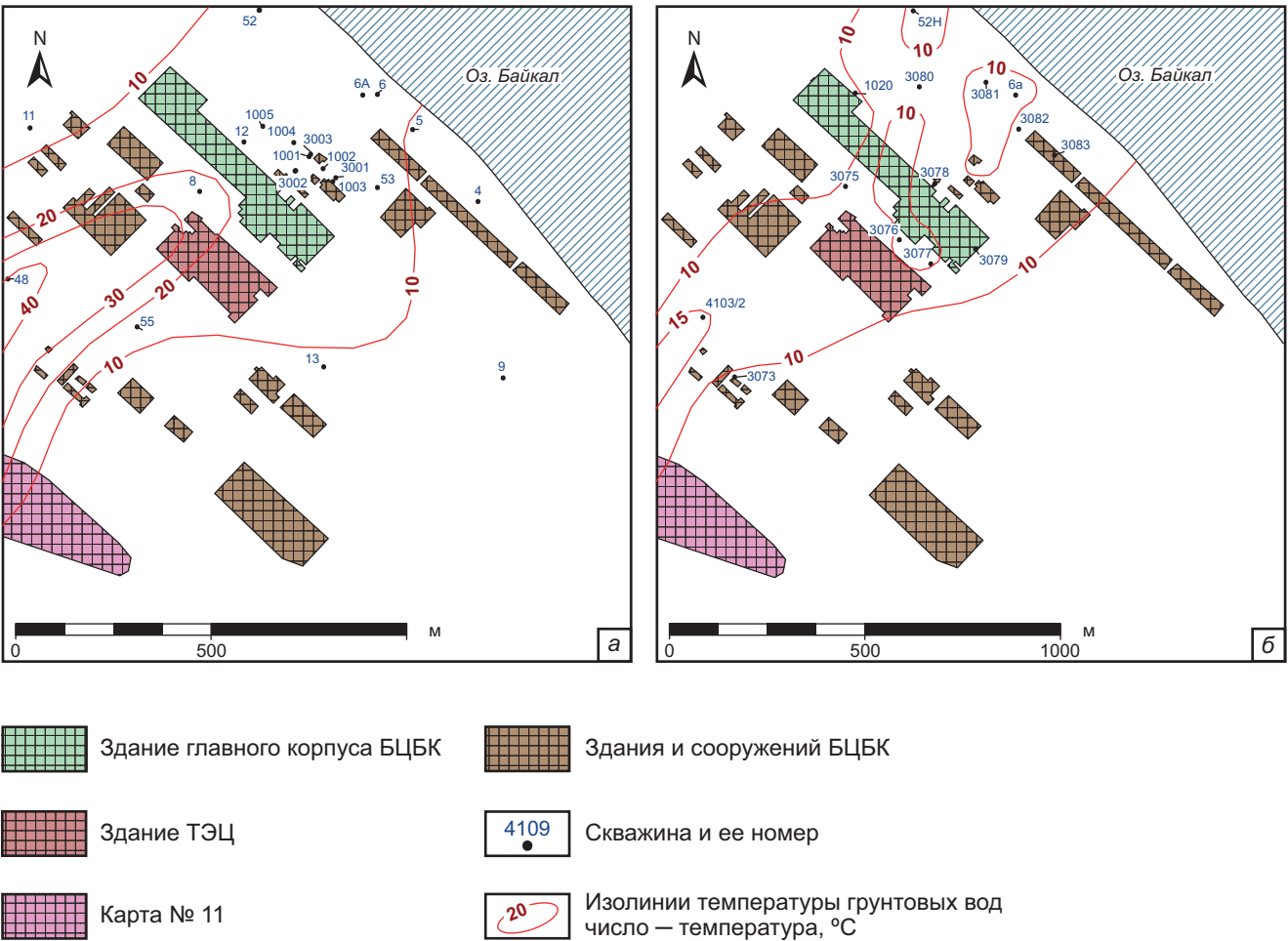


Рис. 2. Температура грунтового водоносного горизонта в районе БЦБК по данным исследований в 2002 (а) и в 2022 г. (б)

Таблица 1
Статистические показатели по данным замеров температуры в скважинах 3н, 4н, 55н, 13

	Количество замеров	Среднее	Медиана	Мода	Минимум	Максимум
Все месяцы	114	9,1	8,3	8,0	2,0	18,5
Июль–август	26	9,6	8,3	8,0	5,7	18,0

Моделирование тепломассопереноса. Моделируемая область представляет собой участок берега озера Байкал с небольшим уклоном в сторону озера. На территории распространен мощный (до 500 м) грунтовый водоносный горизонт, вмещающими породами которого, в основном, являются гравийно-галечниковые отложения с песчаным, супесчаным и реже суглинистым заполнением, глубина до воды по данным измерений меняется, преимущественно от 1 до 30 м, естественный поток подземных вод направлен в сторону озера.

Уравнение, описывающее перенос вещества может быть представлено в виде [Langevin, et al., 2008]:

$$\left(1 + \frac{\rho_d K_d}{n}\right) \frac{\partial C}{\partial t} = \nabla \mathbf{D} \cdot \nabla C - \nabla(\mathbf{u}C) + \frac{q_{ss} C_{ss}}{n}, \quad (6)$$

где ρ_d — объемный вес породы, кг/м³; K_d — коэффициент распределения, м³/кг; C — концентрация растворенного вещества кг/м³; ∇C — вектор концентрации растворенного вещества; $\mathbf{u}$ — вектор действительной скорости фильтрации; t — время, сут; ∇ — тензор гидродисперсии; q_{ss} — расход источника-стока, м³/сут; C_{ss} — концентрация растворенного вещества в источнике-стоке, кг/м³.

В прямоугольных координатах выражения для диагональных компонент тензора гидродисперсии имеют вид [Bear, 1972]:

$$\begin{aligned} D_{xx} &= \alpha_L \frac{u_x^2}{|u|} + \alpha_{T_H} \frac{u_y^2}{|u|} + \alpha_{T_V} \frac{u_z^2}{|u|} + D_m; \\ D_{yy} &= \alpha_L \frac{u_y^2}{|u|} + \alpha_{T_H} \frac{u_x^2}{|u|} + \alpha_{T_V} \frac{u_z^2}{|u|} + D_m; \\ D_{zz} &= \alpha_L \frac{u_z^2}{|u|} + \alpha_{T_H} \frac{u_x^2}{|u|} + \alpha_{T_V} \frac{u_y^2}{|u|} + D_m; \\ v &= \sqrt{u_x^2 + u_y^2 + u_z^2}, \end{aligned} \quad (6a)$$

где α_{T_H} — горизонтальная поперечная дисперсивность, м; α_{T_V} — вертикальная поперечная дисперсивность, м.

Перенос тепла может быть представлен в виде [Langevin, et al., 2008]:

$$\left(\frac{\rho c}{n \rho_w c_w} \right) \frac{\partial T}{\partial t} = \nabla \mathbf{D}_t \nabla T - \nabla (\mathbf{u} T) + \frac{q_h}{n \rho_w c_w}, \quad (7)$$

где q_h — приток-отток тепла, Вт/м³; $\mathbf{t}$ — тензор гидродисперсии для теплопереноса, по структуре его запись в прямоугольных координатах аналогична выражению (6а), где дисперсивности заменяются на термодисперсивности β_L , β_{TH} , β_{TV} , а молекулярная диффузия определяется согласно выражению (8). Моделирование массо- и теплопереноса в подземных водах осуществляется при известном поле скоростей фильтрации, входящих в уравнения (6–7). Поэтому первый этап исследований включал моделирование потока подземных вод в пределах области миграции загрязнения. Это моделирование проводилось на трехмерной численной модели [Сорокоумова, Расторгуев, 2023а] с помощью кода MODFLOW 2005 [Harbaugh, 2005], реализованного в программном комплексе Visual Modflow [McDonald, Harbaugh, 1988; Harbaugh, 2005].

Моделируемая область (1938 × 1543 м) в плане и ~100 м в разрезе была разбита неравномерной прямоугольной сеткой 118 × 83 блоков, с размерами блоков от 240 × 200 м в крайних частях модели, до 5 × 5 м на участках расположения перехватывающих скважин.

Необходимость применения трехмерного моделирования обусловлена гидрогеологическими условиями в районе БЦБК. Из материалов геологической съемки масштаба 1 : 50 000 следует, что мощность четвертичных отложений достигает 500 м. Наблюдения за составом подземных вод в изучаемом районе позволяют считать, что загрязнение проникло до глубины 70 м. Поэтому при моделировании рассматривались верхние 100 м разреза, что превышает выявленную глубину проникновения загрязнения в грунтовый водоносный горизонт. По вертикали моделируемая область была разбита на 6 слоев, в которые изначально задавались одинаковые фильтрационные параметры. Однако, по результатам обработки поинтервальных опытно-фильтрационных работ, проведенных при сооружении новых скважин в 2021–2022 гг., не удалось обосновать предполагаемое изменение параметров с глубиной, поэтому параметризация слоев осталась одинаковой, помимо начальных значений минерализации, которые в нижнем, шестом модельном слое задавались как фоновые, ввиду отсутствия свидетельств наличия загрязнения на таких глубинах.

Коэффициент фильтрации для каждого из слоев в горизонтальном направлении принят равным 34 м/сут, в вертикальном — 10 м/сут, в соответствии с ранее разработанной моделью [Расторгуев, Куранов, 2002], прошедшей калибровку по опыту эксплуатации перехватывающего водозабора. Эта величина соответствует диапазону значений коэффициента фильтрации, полученному при обработке результатов опытно-фильтрационных работ.

На западной границе, согласно материалам инженерно-геологических изысканий, задан градиент потока грунтовых вод, равный 0,003. Моделирование такого условия произведено с помощью пакета «General Head Boundary» [McDonald, Harbaugh, 1988], напор на границе и проводимость, необходимые для реализации условия, были выбраны таким образом, чтобы градиент был постоянным и не зависел от решения в расчетной области. На восточной границе, приуроченной к берегу озера Байкал, была задана абсолютная отметка уровня 455,36 м, что соответствует средней величине уровня вод озера по данным поста Порт Байкал на период моделирования. Северная и южная границы непроницаемые, проведены по линиям тока грунтовых вод.

Инфильтрационное питание в пределах расчетной области было принято равным 0,0003 м/сут (15% от атмосферных осадков). Повышенное инфильтрационное питание задавалось на участках предполагаемого (на основе материалов исследований 2000 г.) дополнительного техногенного питания за счет существенных утечек с территории предприятия. По результатам калибровки модели, в районе карты № 11, в которую осуществляется сброс сточных вод с территории предприятия, инфильтрационное питание составило 0,1 м/сут, на участке между главным корпусом БЦБК и зданием ТЭЦ, где в 2000 г. было зафиксировано наличие куполообразного возвышения поверхности грунтовых вод — 0,13 м/сут (наиболее значительное увеличение минерализации приурочено к этой зоне).

Для прогноза миграции загрязняющих веществ были определены основные источники поступления загрязнения. Наиболее четко положение источников определяется в период активной производственной деятельности на комбинате. В августе 2001 г. один из авторов участвовал в обследовании загрязнения подземных вод на территории БЦБК, по данным единовременных измерений которого была построена схема гидроизогипс и изотерм, которая позволила выделить купол подземных вод между главным корпусом и зданием ТЭЦ. Это место определялось в те годы как источник химического загрязнения. В существовавшей тогда скважине 48, расположенной в районе карты № 11, температура воды тогда достигала 43 °С, что свидетельствует о масштабном тепловом загрязнении подземных вод (при фоновом значении температуры 8 °С), соответственно, источником теплового загрязнения (и, возможно, источником ряда химических загрязнителей) является карта № 11, куда осуществляются сбросы с ТЭЦ.

Материалы исследований 2021–2022 гг. подтверждают наличие действующего интенсивного очага загрязнения на участке между главным корпусом БЦБК и ТЭЦ [Сорокоумова, Расторгуев, 2023б]. Уточнить положение и интенсивность источника загрязнения в районе карты № 11 не представляется возможным ввиду несовершенства сети наблюдений в этой области. Однако, проводимые геомиграци-

онные расчеты и калибровка модели показали, что второй очаг поступления контаминантов в подземные воды все еще активен.

Расчеты геофильтрации проводились в нестационарной постановке, с учетом работы перехватывающего водозабора, заданной 46 стресс-периодами, каждый из которых представлен 3–10 временными шагами. Соответственно, период расчетов составил 7528 суток (~20 лет). Величина гравитационной водоотдачи принималась равной 0,25. Расчеты, основанные на модели массопереноса (6, а), проводились для условно консервативного показателя — минерализации, с помощью кода MT3DMS [Zheng, Wang, 1999]. Фоновое значение минерализации грунтовых вод, поступающих со стороны водораздела, принималось равным 200 мг/л. Минерализация в местах утечек варьировалась от 400 до 800 мг/л (карта № 11) и от 1000 до 10000 мг/л (участок между главным корпусом и ТЭЦ). Активная пористость была принята равной 0,2, продольная дисперсивность варьировалась от 0,1 до 400 м [Сорокоумова, Расторгуев, 2023а]. Поперечная дисперсивность принималась на порядок меньше продольной. В качестве начального условия в верхних пяти слоях модели (верхние 60 м) принималась минерализация по данным мониторинга (рис. 1, а). В нижнем 6 слое (от 60 до 100 м) принималась фоновая минерализация.

Расчеты теплопереноса проводились на основе модели конвективной теплопроводности (7). Скорости фильтрации подземных вод оценивались на основе геофильтрационного моделирования, выполненного на первом этапе исследования. Расчеты теплопереноса, учитывая совпадение с точностью до обозначений моделей (6) и (7) также проводились с помощью кода MT3DMS [Zheng, Wang, 1999], входящего в пакет Visual Modflow. Поскольку изначально программа MT3DMS ориентирована на решение задач переноса вещества, то для решения задачи теплопереноса в исходной постановке коэффициент молекулярной диффузии был заменен на расчетный параметр следующего вида:

$$D_m = \frac{nK_w + (1-n)K_s}{n\rho_w C_w}, \quad (8)$$

где K_w и K_s — теплопроводности воды и породы, принятые 0,58 и 2,9 Вт/м/град соответственно; ρ_w и C_w — плотность и массовая теплоемкость воды, равны 1000 кг/м³ и 4186 Дж/кг/град [Langevin, et al., 2008].

Для учета теплообмена вода-порода коэффициент сорбционного распределения в исходных данных был задан следующим образом:

$$k_d = \frac{c_s}{\rho_f c_f}, \quad (9)$$

где k_d — коэффициент сорбционного распределения для теплообмена вода-порода, м³/кг; c_s — массовая теплоемкость породы принята равной 800 Дж/кг/град.

Фоновая температура принималась равной 8 °С. Температура в местах утечек варьировалась от 25 °С до 15 °С (карта № 11) и от 15 °С до 8 °С (участок между главным корпусом и ТЭЦ). Важно отметить, что в данной работе не производился учет теплопередачи через верхнюю и нижнюю границу модели. Активная пористость была принята равной 0,2, продольная термодисперсивность варьировалась от 1 до 400 м. Поперечная термодисперсивность принималась на порядок меньше продольной. В качестве начального условия в верхних пяти слоях модели (верхние 60 м) принималась температура по данным мониторинга на 2002 г. (рис. 2, а). В нижнем — 6 слое (от 60 до 100 м) принималась фоновая температура 8 °С (табл. 1).

Результаты исследований и их обсуждение.

Количественная оценка сопоставления результатов расчетов с данными мониторинга проводилась путем сравнения значений нормализованных среднеквадратических ошибок (НСКО), определяемых согласно выражению:

$$НСКО = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (cal_i - obs_i)^2}, \quad (10)$$

где N — количество наблюдений; cal_i — значение, полученное при моделировании; obs_i — наблюдаемое значение.

Решение фильтрационной задачи показало достаточную сходимость с массивом фактических данных по замерам уровней, с диапазоном изменения НСКО на весь период моделирования 10,9–18,2%.

Проведенные варианты расчетов при различных значениях параметра продольной дисперсивности показали максимальное совпадение фактических и модельных выходных кривых (графиков временного прослеживания) по минерализации для скважин водозабора при значении продольной дисперсивности — 4 м (рис. 3). Сопоставление с фактическими данными приведено на рис. 4.

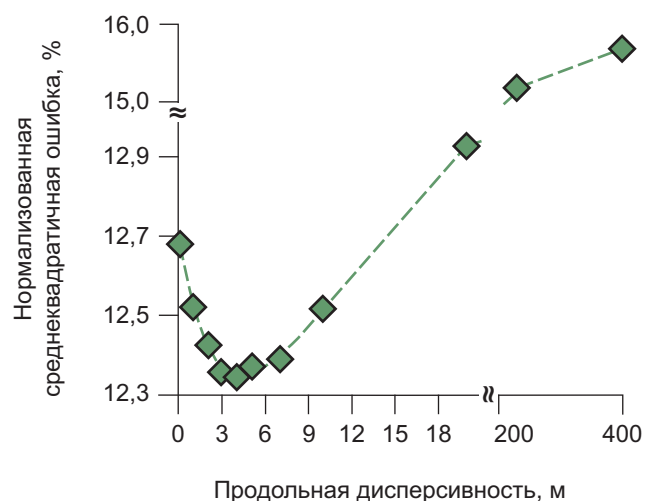


Рис. 3. График сопоставления нормализованных среднеквадратических ошибок с принятым значением продольной дисперсивности для модели массопереноса



Рис. 4. Сопоставление модельных и наблюдаемых значений минерализации для скважин 2053 (а) и 2010 (б)

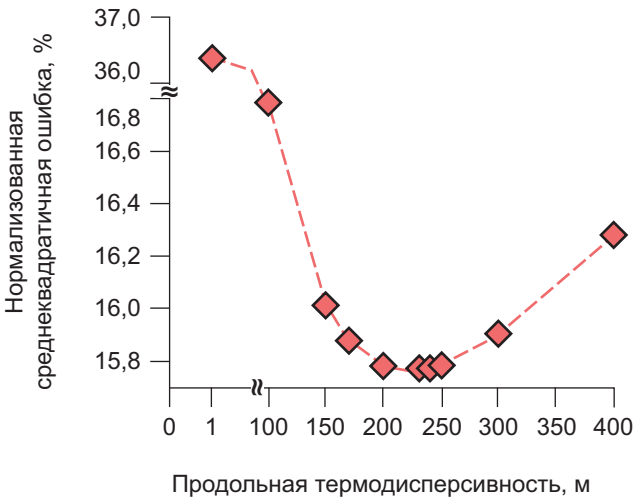


Рис. 5. График сопоставления нормализованных среднеквадратических ошибок с принятым значением продольной термодисперсивности для модели теплопереноса

Проведенные варианты расчеты при различных значениях параметра продольной термодисперсивности показали максимальное совпадение фактических и модельных выходных кривых (графиков временного прослеживания) по температуре для скважин водозабора при значении продольной термодисперсивности — 230 м (рис. 5). Сопоставление с фактическими данными приведено на рис. 6.

В ходе анализа результатов калибровки модели по параметру продольной дисперсивности и термо-

дисперсивности (рис. 3; 5) можно сделать вывод, что наилучшая сходимость модельных расчетов с наблюдаемыми значениями достигается при различных его значениях для моделей переноса тепла и массы. Так, для модели массопереноса значение составило 4 м, для модели теплопереноса — 230 м. Такая существенная разница в значениях продольной дисперсивности может быть обусловлена, в том числе, и различным положением источников теплового и химического загрязнения относительно наблюдательных скважин. Основным источником теплового загрязнения располагается в 10 раз дальше от большинства скважин наблюдательной сети, по сравнению с источником химического загрязнения. Это дает возможность, принимая для продольной термодисперсивности линейную связь с длиной пути миграции, аналогичную полученной в работе [Gelhar, et al., 1992] для массопереноса, ожидать увеличения на порядок расчетного коэффициента продольной термодисперсивности, по сравнению с таким же параметром для процесса массопереноса. Различие термодисперсивности и дисперсивности более чем на порядок, возможно, связано с неучтенными механизмами рассеивания и поступления тепла — оттока тепла в атмосферу и с неучтенными источниками теплового загрязнения.

Закключение. Разработана модель миграции теплового и химического загрязнений на территории Байкальского целлюлозно-бумажного комбината,

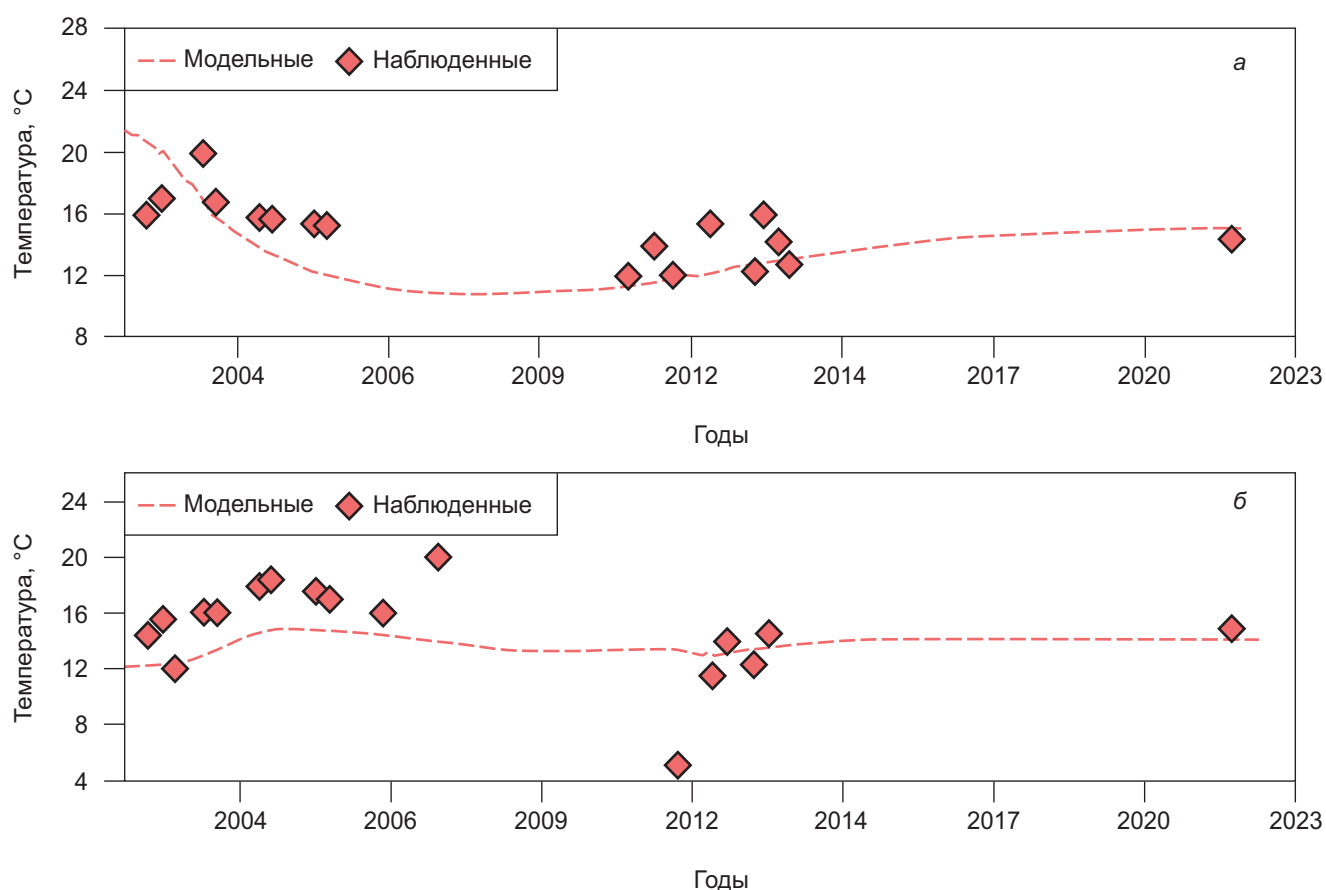


Рис. 6. Сопоставление модельных и наблюдаемых значений температуры для скважин 2053 (а) и 1010 (б)

воспроизводящая двадцатилетний период техногенного воздействия промышленных объектов площадки БЦБК на грунтовые воды с учетом режима работы перехватывающего водозабора, который воспроизведен 46 стресс-периодами.

Анализ пространственно-временной изменчивости температурного поля подземных вод позволил выделить границы ореола теплового загрязнения по изотерме 10 °С, которая соответствует среднемесячным температурам подземных вод участка исследований за наиболее теплый период (июль и август) в течение 10 последних лет.

Калибровка геофильтрационной модели позволила достичь удовлетворительного соответствия расчетных уровней подземных вод имеющимся наблюдаемым данным. Диапазон вариации нормализованной ошибки для рассмотренных стресс-периодов составил ~12–18%.

Калибровка геомиграционных моделей теплового и растворенного химического загрязнений производилась в два этапа — в первую очередь определен режим и интенсивность выделенных источников загрязнения для достижения нормализованной ошибки менее 20% при сопоставлении наблюдаемых и расчетных значений; далее производилась калибровка по параметру продольной дисперсивности для достижения более достоверного воспроизведения распространения двух типов загрязнения в подземных водах.

Расчеты теплопереноса показали, что наименьшая нормализованная ошибка (15,8%) достигается при значении параметра продольной дисперсивности 230 м. Расчеты массопереноса для консервативного мигранта, который определялся данными по значению минерализации подземных вод, показали, что наименьшая нормализованная ошибка (12,3%) достигается при значении параметра продольной дисперсивности 4 м, что более чем на порядок меньше, чем в модели теплопереноса.

Полученное различие параметра продольной дисперсивности для моделей теплопереноса и массопереноса можно объяснить тем, что основной источник теплового загрязнения расположен в 10 раз дальше от точек наблюдения по сравнению с источниками химического загрязнения. Это объясняет превышение на порядок продольной термодисперсивности по сравнению с дисперсивностью для массопереноса.

Кроме того, полученное различие термодисперсивности и дисперсивности, возможно, связано с неучтенными при моделировании механизмами рассеивания и поступления тепла — отток тепла за счет кондуктивного теплообмена через кровлю и подошву моделируемой области, неучтенные источники теплового загрязнения и др. Оценку значимости этих процессов в формировании ореола теплового загрязнения целесообразно провести при дальнейших исследованиях.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Лехов А.В. Физико-химическая гидрогеодинамика. М.: КДУ, 2010. 500 с.

Расторгуев А.В., Куранов П.Н. Обоснование защиты озера Байкал от загрязнения подземными водами. Современные проблемы гидрогеологии и гидрогеомеханики // Сборник докладов конференции, посвященной памяти члена-корреспондента РАН В.А. Мироненко. СПб., 2002. С. 141–146.

Румынин В.Г. Геомиграционные модели в гидрогеологии. СПб.: Наука, 2011. 1158 с.

Сорокоумова Я.В., Расторгуев А.В. Моделирование тепломассопереноса на территории Байкальского целлюлозно-бумажного комбината // Труды всероссийской научной конференции с международным участием «Современная гидрогеология: Актуальные вопросы науки, практики и образования». М.: МИИ, 2023а. С. 504–511.

Сорокоумова Я.В., Расторгуев А.В. Моделирование миграции растворенных нефтепродуктов в грунтовых водах на территории Байкальского целлюлозно-бумажного комбината // Инженерная геология. 2023б. Т. XVIII, № 3. С. 66–78.

Appelo C.A.J., Postma D.J. Geochemistry, groundwater and pollution. 2nd edition. London: CRC Press, 2005. 683 p.

Bear J. Dynamics of Fluids in Porous Media. N.Y.: Elsevier, 1972. 764 p.

de Marsily G. Quantitative Hydrogeology: Groundwater Hydrology for Engineers. Academic, Orlando, Fla. 1986. 440 p.

Gelhar L.W. Stochastic subsurface hydrology. Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, 1993. 390 p.

Gelhar L.W., Welty C., Rehfeldt K.R. A critical review of data on field-scale dispersion in aquifers // Water Resour. Res. 1992. N 28(7). P. 1955–1974.

Harbaugh A.W. MODFLOW-2005: the U.S. Geological Survey Modular Ground-Water Model — the Ground-Water Flow Process. Reston: USGS Publications Warehouse, 2005. 121 p.

Ingebritsen S.E., Sanford W.E. Groundwater in Geologic Processes. Cambridge: Cambridge Univ. Press, 1998. 341 p.

Irvine D.J., Simmons C.T., Werner A.D., Graf T. Heat and solute tracers: how do they compare in heterogeneous aquifers? // Groundwater. 2015. N 53. P. 10–20.

Langevin C.D., Thorne D.T., Dausman A.M., et al. SEAWAT Version 4: A Computer Program for Simulation of Multi-Species Solute and Heat Transport: U.S. Geological Survey Techniques and Methods. 2008. Book 6, Chapter A22, 39 p.

McDonald M.C., Harbaugh A.W. MODFLOW, a modular three-dimensional finite difference ground-water flow model, U. S. // Geological Survey. 1988. P. 83–875.

Rau G.C., Andersen M.S., Acworth R.I. Experimental investigation of the thermal dispersivity term and its significance in the heat transport equation for flow in sediments // Water Resour. Res. 2012. 48(3). P. 1–21.

Sommer W., Valstar J., van Gaans P., et al. The impact of aquifer heterogeneity on the performance of aquifer thermal energy storage // Water Resour. Res. 2013. 49(12). P. 8128–8138.

Zheng C., Wang P. MT3DMS: a modular three-dimensional multispecies transport model for simulation of advection, dispersion, and chemical reactions of contaminants in groundwater systems; Documentation and User's Guide. Tuscaloosa: University of Alabama, 1999. 221 p.

Статья поступила в редакцию 15.03.2024,
одобрена после рецензирования 21.03.2024,
принята к публикации 18.08.2024