

Исследования показали возможность использования консерванта «атомик» для фиксации радионуклидов в блоках и других деталях графитовой кладки выводимых из эксплуатации уран-графитовых реакторов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Проблемы снятия с эксплуатации энергоблоков первой очереди Белоярской АЭС. РАН, Уральское отделение. Екатеринбург, 1994.
2. Отходы радиоактивные. Метод измерения химической устойчивости отвержденных радиоактивных отходов посредством длительного выщелачивания. ГОСТ 29114-92.

Поступила в Редакцию 11.03.02

УДК 621.039.75.16

МОДЕЛИРОВАНИЕ ДИНАМИКИ РАДИАЦИОННЫХ И ТЕПЛОВЫХ ПОЛЕЙ ПРИ ГЛУБИННОМ ЗАХОРОНЕНИИ ЖИДКИХ ОТХОДОВ

Ларин В.К., Зубков А.А., Балахонов В.Г., Сухоруков В.А.

(Сибирский химический комбинат), Жиганов А.Н., Носков М.Д., Истошин А.Д., Кеслер А.Г. (Северский государственный технологический институт)

Один из способов обращения с жидкими радиоактивными отходами — удаление в глубокозалегающие геологические формации [1]. При этом в пласте-коллекторе образуется сложная система из отходов, пластовой воды и вмещающей породы, в которой протекают взаимосвязанные гидродинамические, геохимические и термодинамические процессы. Для безопасного подземного захоронения необходимо прогнозировать изменение состояния пласта-коллектора в процессе удаления отходов, в первую очередь, распределение радионуклидов и изменение температуры. Вследствие сложности и нелинейности происходящих в пласте-коллекторе процессов адекватным способом их описания является математическое моделирование.

В последние годы было создано несколько различных моделей, предназначенных для расчета температурного поля при глубинном захоронении жидких радиоактивных отходов, например, [2—5]. Однако в этих моделях принимаются существенные упрощения, снижающие точность полученных результатов. Например, не учитываются потери тепла в окружающие пласт породы, принимаются приближения идеального вытеснения или смешения, не рассматриваются процессы сорбции и десорбции компонентов отходов и др. В настоящей работе представлена комплексная математическая модель, более полно описывающая процессы массо- и теплопереноса в пласте-коллекторе и позволяющая повысить точность расчетов миграции радионуклидов и динамики температурного поля при захоронении. В качестве примера приведены результаты моделирования процессов, происходящих в ближней зоне нагнетательной скважины на полигоне глубинного захоронения Сибирского химического комбината.

Математическая модель. В модели рассматривается удаление отходов в горизонтальный пласт. Их фильтрация происходит по проницаемым пропласткам суммарной мощностью H^* . Мощность водоносного пласта H определяется как проницаемыми пропластками, так и находящимися между ними непроницаемыми пропластками. Горизонтальные размеры пласта-коллектора предполагаются намного большими его мощности H , поэтому в модели принимается приближение плановой фильтрации. При расчете фильтрации отходов и массопереноса радионуклидов учитывается эффективная гидродинамическая мощность пласта H^* . Непроницаемые пропластки увеличивают эффективную теплоемкость системы, поэтому при расчете динамики теплового поля принимается полная мощность пласта H . Гидродисперсия описывается в рамках приближения двойной пористости [6], согласно которому пространство пор проницаемых пропластков разделяется на проточные и застойные поры, содержащие подвижную и

неподвижную жидкость соответственно. Таким образом, полная пористость m равна сумме проточной m_1 и застойной m_2 пористостей. Скорость $\vec{U}$ фильтрации жидкости в проточных порах подчиняется закону Дарси [7]

$$\vec{U} = -\frac{k}{\mu} \text{grad} P,$$

где k — проницаемость породы; μ — вязкость жидкости; P — давление.

Распределение давления определяется из закона сохранения потока в приближении жесткого режима фильтрации [7]

$$\text{div} \left(\frac{k}{\mu} \text{grad} P \right) = 0. \quad (1)$$

Модель описывает миграцию радионуклидов с различными постоянными распада и сорбционными свойствами. Концентрация радионуклидов изменяется в результате конвективного переноса с потоком жидкой фазы, массообмена между проточными и застойными порами, процессов адсорбции и десорбции, а также радиоактивного распада. Плотность массопотока I_1^i i -го радионуклида ($i = 1, \dots, M$) из проточных пор в застойные (I_1^i противоположна по знаку плотности массопотока I_2^i из застойных пор в проточные $I_2^i = -I_1^i$) предполагается пропорциональной концентрационному напору

$$I_1^i = \eta_i (C_1^i - C_2^i),$$

где η_i — коэффициент скорости массообмена между проточными и застойными порами; C_1^i, C_2^i — концентрация i -го радионуклида в подвижной и неподвижной частях жидкой фазы соответственно. Плотность массопотока J_j^i i -го радионуклида между частью j ($j = 1, 2$) жидкой фазы и поверхностью породы, соответствующая адсорбции и десорбции, описывается в приближении линейной кинетики сорбции

$$J_j^i = \gamma_j^i (C_j^i - K_j^i N_j^i) \quad (j = 1, 2),$$

где γ_j^i — постоянная скорости массообмена между жидкой фазой и породой; K_j^i — коэффициент распределения между жидкой и твердой фазами; N_j^i — приведенная концентрация i -го радионуклида, который адсорбирован поверхностью, контактирующей с j -й частью жидкой фазы (количество радионуклидов, приходящееся на единицу объема среды). Таким образом, система уравнений, описывающая динамику концентрации радионуклидов в пласте-коллекторе, может быть записана в следующем виде:

$$m_j = \frac{\partial C_j^i}{\partial t} = -\text{div}(C_j^i \vec{U}) - I_j^i - J_j^i - \lambda_i m_j C_j^i, \quad (2)$$

$$\frac{\partial N_j^i}{\partial t} = J_j^i - \lambda_i N_j^i, \quad (3)$$

где λ_i — постоянная распада i -го радионуклида.

Изменение температуры в пласте-коллекторе определяется радиогенным тепловыделением, конвективным теплопереносом и теплопроводностью. При описании динамики температурного поля принимается приближение локального термодинамического равновесия: температура вмещающей породы, подвижной и неподвижной жидкостей считается равной в каждой точке пласта-коллектора. Мощность радиогенного тепловыделения принимается пропорциональной суммарной активности радионуклидов, находящихся в жидкой фазе и адсорбированных поверхностью проточных и застойных пор. Таким образом, уравнение, определяющее динамику температуры T в пласте, записывается в виде

$$\frac{\partial(cHT)}{\partial t} = \operatorname{div} \left(-c_L H^* T \vec{U} + \beta H \operatorname{grad} T \right) + W - F, \quad (4)$$

где c — эффективная теплоемкость единицы объема среды; c_L — теплоемкость жидкой фазы; β — эффективная теплопроводность среды; W — удельная мощность тепловыделения; F — тепловой поток через кровлю и подошву пласта. Мощность тепловыделения определяется по формуле

$$W = \sum_{i=1}^M w_i \lambda_i \left(\sum_{j=1,2} (m_j C_j^i + N_j^i) H^* \right),$$

где w_i — эффективная постоянная энерговыделения i -го радионуклида. Тепловой поток через кровлю и подошву пласта принимается пропорциональным разности температуры пласта-коллектора T и окружающей среды T_0 :

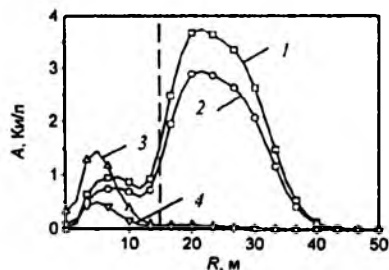
$$F = \frac{b(T - T_0)}{H},$$

где b — внешняя теплопроводность.

Таким образом, эволюция состояния пласта-коллектора при захоронении жидких радиоактивных отходов определяется системой взаимосвязанных дифференциальных уравнений (1)–(4).

Результаты и обсуждение. Создано на основе математической модели проблемно-ориентированное программное обеспечение было использовано для оценки динамики тепловых и радиационных полей полигона глубинного захоронения жидких радиоактивных отходов Сибирского химического комбината. При моделировании принимали близкие к реальным состав удаляемых отходов и режим нагнетания за весь период эксплуатации скважин. Рассматривали миграцию радионуклидов, вносящих основной вклад в активность отходов: ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{95}Zr , ^{106}Ru , ^{144}Ce . Активность группы долгоживущих радионуклидов (^{90}Sr , ^{137}Cs) составляла около 30% суммарной активности отходов. Параметры моделирования определяли на основе данных температурного и радиационного каротажа наблюдательных скважин полигона, результатов лабораторных экспериментов и данных [1]. В настоящей работе общие закономерности динамики радиационных и тепловых полей рассмотрены на примере одной из нагнетательных скважин, используемых для удаления кислых отходов. Моделирование проводили при следующих параметрах: мощность пласта $H = 22$ м, мощность проникаемых пропластков $H^* = 7$ м, пористость $m = 0,35$ ($m_1 = 0,3m$, $m_2 = 0,7m$), проницаемость $k = 3$ мкм², эффективная теплопроводность среды $\beta = 1,7$ Вт/(м·град), теплоемкость жидкой фазы $c_L = 4,6$ МДж/(м³·К), эффективная теплоемкость среды $c = 2,6$ МДж/(м³·К), начальная температура пласта $T_0 = 10$ °С, температура нагнетаемых отходов $T_{\text{in}} = 30$ °С. Согласно технологии моделировали поэтапное нагнетание жидких отходов. На каждом этапе происходит последовательное захоронение азотно-кислого подготовительного раствора, уксусно-кислых отходов и азотно-кислого отщепляющего раствора. Периодически между этапами нагнетали охлаждающий раствор.

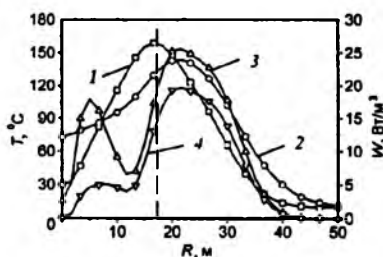
Результаты моделирования показывают существенные отличия в динамике распространения коротко- (^{95}Zr , ^{106}Ru , ^{144}Ce) и долгоживущих (^{90}Sr , ^{137}Cs) радионуклидов в период эксплуатации скважины. Миграция долгоживущих радионуклидов определяется как конвективно-дисперсионным переносом, так и сорбцией-десорбцией. Вследствие этого характер распределения долгоживущих радионуклидов существенно зависит от истории эксплуатации скважины. Наблюдается корреляция между временным распределением радиоактивности закачиваемых растворов и ее пространственным



Р и с. 1. Зависимость удельной активности долго- (1, 2) и короткоживущих (3, 4) ($\times 1000$) радионуклидов от расстояния до нагнетательной скважины: 1, 3 — на момент окончания нагнетания; 2, 4 — через 10 лет после прекращения эксплуатации; — — — нагнетательная скважина

активность короткоживущих радионуклидов сосредоточена в 15–20-метровой окрестности скважины. Спустя несколько лет после прекращения эксплуатации скважины радиационное поле определяется только долгоживущими радионуклидами. На рис. 1 приведены результаты расчета распределения радионуклидов на момент прекращения нагнетания и через 10 лет после окончания эксплуатации скважины для удаления кислых жидких отходов. Максимум активности долгоживущих радионуклидов, располагающийся на расстоянии примерно 20 м от нагнетательной скважины, обусловлен нагнетанием отходов с высокой активностью на начальных этапах эксплуатации скважины.

Динамика температурного поля определяется распределением мощности энерговыделения в пласте, нагнетанием растворов с невысокой исходной температурой, а также теплоотдачей в окружающие пласт породы. В отсутствие нагнетания происходит разогрев участков пласта с максимальной удельной активностью. Нагнетание холодных растворов приводит к формированию температурного вала и его продвижению от нагнетательной скважины. В процессе захоронения отходов максимальная температура в пласте-коллекторе имеет стойкую тенденцию к увеличению. Нагнетание достаточно больших объемов оттесняющих растворов ведет к уменьшению максимальной температуры. Таким образом, темпы роста температуры определяются соотношением между суммарной активностью и полным объемом закачанных в пласт-коллектор растворов. После прекращения удаления отходов достаточно быстро (через 1–2 года) достигается равновесие между энерговыделением в результате распада долгоживущих радионуклидов и теплоотдачей через подошву и кровлю пласта. Также наблюдается выравнивание температурного поля в пласте-коллекторе и медленное снижение максимальной температуры по мере распада долгоживущих радионуклидов. Максимальная температура обусловлена максимальной активностью долгоживущих радионуклидов, приходящейся на единицу площади пласта-коллектора. На рис. 2 показано распределение температуры и мощности энерговыделения, рассчитанное на момент прекращения нагнетания и спустя 10 лет после окончания эксплуатации скважины. Временные зависимости максимальной температуры и максимальной удельной мощности энерговыделения в пласте приведены на рис. 3. Пики мощности соответствуют удалению отходов с высокой активностью. Нагнетание оттесняющего раствора приводит к резкому уменьшению максимальной мощности. Последующий спад энерговыделения определяется распадом короткоживу-



Р и с. 2. Зависимость температуры (1, 2) и удельной мощности энерговыделения (3, 4) от расстояния до нагнетательной скважины: 1, 3 — на момент окончания нагнетания; 2, 4 — через 10 лет после прекращения эксплуатации

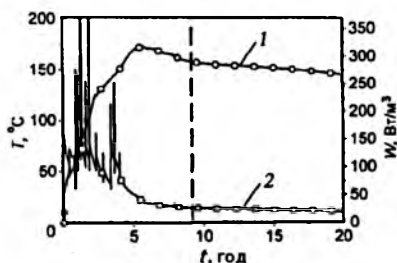
ших радионуклидов. Максимальная температура достигает 180°C в конце эксплуатации скважины.

В процессе эксплуатации полигона температура в пласте-коллекторе определяется по наблюдательным скважинам, располагающимся в непосредственной близости (15—25 м) от нагнетательных. Вследствие неравномерности распределения температуры в пласте-коллекторе температура в наблюдательной скважине, как правило, меньше максимально возможной. Однако результаты измерений температуры в наблюдательной скважине могут быть использованы для оценки максимальной температуры и верификации математической модели. На рис. 4 приведены расчетные и наблюдаемые зависимости температуры от времени в наблюдательной скважине, расположенной в 15 м от нагнетательной. Хорошее соответствие расчетных и экспериментальных результатов подтверждает достоверность моделирования распределения радионуклидов и температуры в пласте-коллекторе.

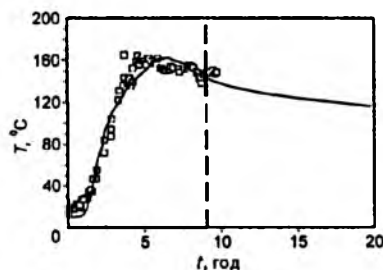
Таким образом, предложенная математическая модель адекватно описывает основные процессы в пласте-коллекторе и может быть использована для прогнозирования динамики радиационных и тепловых полей, а также оптимизации режимов захоронения жидких отходов. Ее дальнейшее развитие может быть продолжено путем введения зависимости коэффициентов распределения радионуклидов между жидкой и твердой фазой от температуры, кислотности, солевого состава отходов, учета неоднородности пористости, проницаемости, теплопроводности в плане и разрезе пласта и др. Результаты расчетов показывают, что основная масса радионуклидов сосредоточена в окрестности нагнетательной скважины радиусом ~ 50 м. Максимальная температура в пласте-коллекторе (180°C) не достигает температуры образования пара в пластовых условиях (около 220°C для глубины 300 м [1]) и уменьшается после прекращения эксплуатации скважины. Полученные результаты позволяют сделать вывод, что имеющиеся режимы эксплуатации скважин обеспечивают безопасность глубинного захоронения жидких радиоактивных отходов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Рыбальченко А.И., Пименов М.К., Костин П.П. и др. Глубинное захоронение жидких радиоактивных отходов. М.: ИздАт, 1994.
2. Окуньков Г.А., Саркисян В.С., Таронци Ю.Л., Юдин Ф.П. О прогнозе температурного поля водоносного пласта при наличии в нем движущейся тепловыделяющей жидкости. — Водные ресурсы, 1984, № 4, с. 164—168.
3. Бурмистрова Н.М., Окуньков Г.А., Юдин Ф.П. К расчету температурного поля среды, вмещающей радиоактивные отходы. — В кн.: Исследования в области обезвреживания жидких, твердых и газообразных радиоактивных отходов и дезактивация загрязненных поверхностей. М.: Атомиздат, 1978, с. 34—37.
4. Косарева И.М., Савушкина М.К., Архипова М.М. и др. Температурное поле при глубинном захоронении жидких радиоактивных отходов. — Атомная энергия, 1998, т. 85, вып. 6, с. 441—448.
5. Косарева И.М., Савушкина М.К., Архипова М.М. и др. Температурное поле при глубинном захоронении жидких радиоактивных отходов: моделирование многоэтапного удаления. — Там же, 2000, т. 89, вып. 6, с. 435—440.
6. Голубев В.С., Кричевец Г.Н. Динамика геотехнологических процессов. М.: Недра, 1989.
7. Лукнер Л., Шестаков В.М. Моделирование миграции подземных вод. М.: Недра, 1986.



Р и с. 3. Временные зависимости максимальной температуры (1) и максимальной мощности энерговыделения (2) в пласте-коллекторе; — — — момент прекращения эксплуатации скважины



Р и с. 4. Временная зависимость температуры в наблюдательной скважине: — — — моделирование; □ — наблюдения