15. **Никифоров А.С., Куличенко В.В., Жихарев М.И.** Обезвреживание жидких радиоактивных отходов. М.: Энергоатомиздат, 1985.
16. **Ojovan M.I., Dmitriev S.A., Sobolev I.A.** Long-term safe storage and disposal of spent sealed radioactive sources in borehole type repositories. — In: Proc. Intern. Conf. on Waste Management-03, 2003, 288, p. 11.
17. **Косачевский Л.Я., Сюи Л.С.** К вопросу о «самозахоронении» радиоактивных отходов. — Журн. техн. физики, 1999, т. 69, с. 123—127.
18. **Gibb F.** A new scheme for the very deep geological disposal of high-level radioactive waste. — J. Gelog. Soc., 2000, v. 157, p. 27—36.
19. **Gibb F.** High-temperature, very deep, geological disposal: a safer alternative for high-level radioactive waste? — Waste Management, 1999, v. 19, p. 207—211.
20. **Gibb F., Atrill P.** Granite recrystallization: the key to the nuclear waste problem? — GSA, 2003, v. 31, p. 657—660.
21. **Taylor K., Gibb F.** Container materials for high-temperature very-deep borehole disposal of radioactive wastes. — In: Proc. University Research Alliance Conf., Sellafield, 2004, p. 5.
22. **Жекамухов М.К., Шокаров Х.Б.** О механизме возникновения акустической эмиссии при кристаллизации и плавлении вещества. — Инж.-физ. журн., 2000, т. 73, с. 1064—1079.
23. **Rujula A., Glashow S., Wilson R., Charpak G.** Neutrino exploration of the Earth. — Physical Rep., 1983, v. 99, p. 341—396.

Поступила в Редакцию 7.04.05

УДК 621.039.75

МАТЕМАТИЧЕСКОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ ПОВЕДЕНИЯ ОТРАБОТАННОГО ОРГАНИЧЕСКОГО ЭКСТРАГЕНТА В ПРИСКВАЖИННОЙ ОБЛАСТИ В СЛУЧАЕ ГЛУБИННОГО ЗАХОРОНЕНИЯ

Истомин А.Д., Носков М.Д. (Северский гос. технол. ин-т),
Балахонов В.Г., Зубков А.А. (Сибирский химический комбинат),
Егоров Г.Ф. (Ин-т электрохимии РАН)

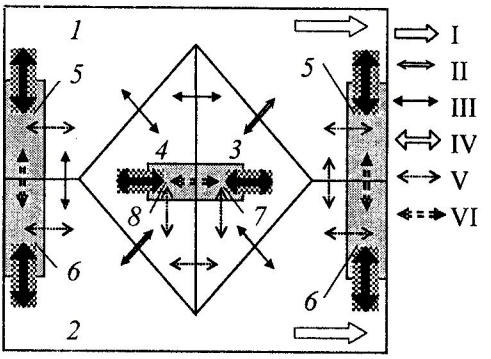
В процессе переработки делящихся материалов органический экстрагент, состоящий из раствора трибутилфосфата (ТБФ) в углеводородном разбавителе, претерпевает радиационно-химическое разложение, в результате чего теряет свои эксплуатационные свойства и выводится из обращения. Отработанный экстрагент содержит продукты деления, уран и плутоний, поэтому относится к категории радиоактивных отходов. Одним из методов изоляции таких отходов является глубинное захоронение в пористые геологические формации [1]. Это послужило предпосылкой для рассмотрения захоронения отработанного экстрагента совместно с водными радиоактивными отходами. Лабораторные исследования и опытно-промышленные испытания показали надежность захоронения отработанного экстрагента в подземном пласте-коллекторе и позволили определить условия закачки. Установлено, что входящие в состав жидких водных отходов органические примеси эффективно разлагаются в условиях пласта-коллектора [2]. В связи с повышением требований к безопасности подземного захоронения и необходимостью его оптимизации актуальными являются количественное описание поведения органических отходов с учетом миграции, под которой понимается перенос и перераспределение химических элементов при геохимических процессах, и прогнозирование изменения состояния подземного пласта.

Отработанный органический экстрагент в подземный пласт-коллектор нагнетается через скважины, используемые для захоронения щелочных водных отходов, в частности, Сибирского химического комбината. Совместная фильтрация водных отходов и отработанного экстрагента в пористой среде пласта-коллектора сопровождается большим числом взаимосвязанных неравновесных физико-химических процессов. Данные за наблюдением состояния пласта-коллектора полигона глубинного захоронения показывают, что водоносные горизонты скважин имеют по вертикали слоистую структуру и состоят из пропластков с различной проницаемостью. Вследствие этого фильтрация отходов происходит по отдельным наиболее проницаемым пропласткам, а не по всей мощности вскрытия скважины или водоносного горизонта. Для прогнозирования миграции радионуклидов и динамики температурного поля в пласте-коллекторе при захоронении водных отходов используются разные математические модели, например, [2—6]. Однако они описывают однофазную фильтрацию и не могут применяться для исследования поведения органических отходов в подземном водоносном пласте.

В настоящей статье описана разработанная на основе лабораторных исследований математическая модель двухфазной многокомпонентной неизотермической фильтрации, которая описывает эволюцию состояния прискважинной области в случае совместного захоронения водных и органических отходов, приведены результаты прогнозных расчетов динамики тепловых полей, миграции компонентов отработанного органического экстрагента и водных отходов в окрестности нагнетательной скважины в процессе ее эксплуатации. Поведение радионуклидов, в том числе энергетические характеристики, температурные эффекты учтены только в той степени, которая необходима для исследования состояния и поведения органических веществ. Вопросы миграции радионуклидов после окончания захоронения и распространения делящихся веществ оставлены за рамками статьи, ибо являются предметом специальных исследований. Следует, однако, заметить, что трансурановые элементы, входящие в состав удаляемых отходов в микроколичестве активностью, намного меньше активности продуктов деления, не будут оказывать существенного влияния на эволюцию системы в целом, в частности, на разогрев, разложение органических компонентов и миграцию.

Математическая модель описывает систему вода—органический раствор—вмещающая порода, формирующуюся при удалении водных и органических отходов в тонкий горизонтальный пласт-коллектор мощностью H в отсутствие регионального потока. Поровое пространство описывается с помощью приближения двойной пористости, согласно которому поры разделяются на проточные и застойные [7, 8]. Первые содержат подвижные части водной и органической фаз и соответствуют зонам высокой проницаемости, вторые состоят из неподвижных частей жидкостей и отвечают слабопроницаемым зонам породы. Адсорбированные на поверхности породы компоненты водной и органической фаз рассматриваются как две отдельные части системы, находящиеся на границе их раздела. Таким образом, система состоит из восьми частей (рис. 1).

Концентрация компонентов изменяется за счет конвективного движения мобильных частей жидких фаз, капиллярной пропитки между проточными и застойными порами, массообмена между жидкими частями системы, конвективных перетоков между частями системы, процессов поглощения породой (сорбция, ионный



Р и с. 1. Структура массопотоков между частями системы: *1*, *2* и *3*, *4* — мобильная и иммобильная часть органической и водной фазы соответственно; *5*, *6* и *7*, *8* — граница раздела мобильной и иммобильной части органической фазы и породы, водной фазы и породы соответственно; I, II — конвективный перенос в мобильных частях системы, между мобильными и иммобильными частями соответственно; III, IV — массообмен между жидкими частями системы и между жидкими частями системы и границей раздела фаз с породой соответственно; V, VI — изменение насыщенности и границы раздела между фазами при ее изменении соответственно

обмен), радиоактивного распада и радиационно-химического разложения органических веществ. При описании динамики температуры предполагается, что система находится в локальном термодинамическом равновесии. Температура изменяется в результате теплопроводности (кондуктивного теплообмена), конвективного теплообмена, вызванного движением жидкостей, и тепловыделения в результате радиоактивного распада.

Система уравнений, описывающая динамику давления P, температуры T и приведенной плотности ρ_ϕ^i i-го компонента в части системы ϕ, может быть записана в следующем виде:

$$\nabla(\mathbf{u}_1+\mathbf{u}_2)=0;\ \mathbf{u}_\phi=-k\frac{f_\phi(S_\phi)}{\mu_\phi}\nabla P\ \ (\phi=1,2);$$

$$\frac{\partial\rho_\phi^i}{\partial t}=-\nabla\left(\frac{\rho_\phi^i\mathbf{u}_\phi}{mS_\phi}\right)+(J_\kappa)^i_{\phi^*\phi}+J^i_{\phi^*\phi}+\sum_{\substack{\psi=1\\ \psi\neq\phi}}^{4}J^i_{\psi\phi}-J^i_{\phi\phi+4}+J^i_\phi\ \ (\phi=1-4);$$

$$\frac{\partial\rho_\phi^i}{\partial t}=J^i_{\tilde\phi\phi}+J^i_{\phi-4\phi}+J^i_\phi\ \ (\phi=5-8);$$

$$\frac{\partial(cT)}{\partial t}=-\nabla((c_1\mathbf{u}_1+c_2\mathbf{u}_2)T-\beta\nabla T)-F+W,$$

где $\mathbf{u}_\phi$, μ_ϕ — скорость фильтрации и вязкость части жидкой фазы ϕ ($\mathbf{u}_3=\mathbf{u}_4=0$); k — проницаемость среды; S_ϕ — насыщенность части системы ϕ; $f_\phi(S_\phi)$ — относительная фазовая проницаемость части ϕ; m — пористость; t — время; $(J_\kappa)^i_{\phi^*\phi}$ — плотность потока i-го компонента из части ϕ^* в часть ϕ в результате капиллярной пропитки; $J^i_{\psi\phi}$ — плотность массопотока i-го компонента из части ψ в часть ϕ; $J^i_{\phi^*\phi}$ — плотность потока i-го компонента из части ϕ^* в часть ϕ в результате конвективного потока, вызванного массопереносом макрокомпонентов между частями системы; $J^i_{\phi\phi+4}$ — плотность потока i-го компонента из части ϕ на поверхность породы; J^i_ϕ — плотность источников i-го компонента в части ϕ в результате радиоактивного распада или радиационно-химического и термохимичес-

кого разложения органических компонентов; $J^i_{\tilde{\phi}\phi}$ — плотность эффективного потока i-го компонента из части $\tilde{\phi}$ в часть ϕ в результате изменения насыщенности жидких частей системы; c — объемная теплоемкость среды, определяемая теплоемкостью и объемной долей частей; c_ϕ — объемная теплоемкость части ϕ, определяемая теплоемкостью и приведенной плотностью составляющих ее макрокомпонентов; β — теплопроводность среды; W — удельная мощность тепловыделения; F — тепловой поток через кровлю и подошву пласта; знак «*» означает замену мобильной части фазы на иммобильную и наоборот (1↔3, 2↔4); знак «~» означает замену органической фазы на водную той же подвижности и наоборот (1↔2, 3↔4, 5↔6, 6↔7) [9, 10].

Плотность потока $\left(J_к\right)^i_{\phi^*\phi}$ i-го компонента между различными по подвижности частями одной фазы определяется плотностью потока капиллярной пропитки Q_ϕ для этой фазы

$$\left(J_к\right)^i_{\phi^*\phi} = Q_\phi\left(\theta\left(Q_\phi\right)\frac{\rho^i_{\phi^*}}{mS_{\phi^*}} + \theta\left(-Q_\phi\right)\frac{\rho^i_\phi}{mS_\phi}\right),$$

где $\theta(x)$ — ступенчатая функция $\left(\theta(x)=1 \text{ при } x>0,\ \theta(x)=0 \text{ при } x\le 0\right)$. Плотность потока капиллярной пропитки Q_ϕ принята пропорциональной отклонению насыщенности от равновесного значения

$$-Q_1 = Q_3 = -Q_4 = Q_2 = g(S_1, S_2, \mu_1, \mu_2)\left(S_{3,p} - S_3\right),$$

где $g(S_1, S_2, \mu_1, \mu_2)$ — функция скорости капиллярной пропитки, зависимая от насыщенностей всех частей системы, вязкости флюидов, функций относительной фазовой проницаемости; $S_{3,p}$ — равновесная насыщенность иммобильной части органической фазы, определяемая липофильно-гидрофильными свойствами вмещающей породы.

Плотность потока $J^i_{\psi\phi}$ i-го компонента части ψ в часть ϕ принята пропорциональной разнице текущей C^i_ψ и равновесной концентрации $C^i_{\psi,p}$:

$$J^i_{\psi\phi} = \gamma^i_{\psi\phi}\left(C^i_\psi - C^i_{\psi,p}\right);\ C^i_\psi = \rho^i_\psi / mS_\psi,$$

где $\gamma^i_{\psi\phi}$ — скорость массообмена, зависимая от коэффициентов диффузии компонентов в растворах, скорости фильтрации и удельной площади поверхности контакта между частями системы ψ и ϕ. Равновесная концентрация $C^i_{\psi,p}$ определяется изотермой распределения компонентов между частями системы.

Плотность источников для i-го радионуклида

$$J^i_\phi = -\lambda_i \rho^i_\phi,$$

где λ_i — постоянная распада. Для органических компонентов плотность эффективного потока J_ϕ^i равна сумме двух слагаемых, соответствующих радиационно-химическому $\left(J_\phi^i\right)_{\text{рад}}$ и термохимическому $\left(J_\phi^i\right)_{\text{гид}}$ разложению:

$$\left(J_\phi^i\right)_{\text{рад}} = -\frac{G_\phi^i\left(\rho_\phi^i\right)W m S_\phi}{1{,}6\cdot 10^{-17} N_A}\mathrm{M}^i; \quad \left(J_\phi^i\right)_{\text{гид}} = -k_\phi^i \rho_\phi^i,$$

где G_ϕ^i, M^i — радиационно-химический выход и молярная масса i-го компонента; k_ϕ^i — постоянная скорости гидролиза [11].

Мощность энерговыделения в системе определяется выражением

$$W = \sum_\phi \sum_i w^i \rho_\phi^i,$$

где w^i — энергетическая постоянная i-го компонента, суммирование ведется по всем радионуклидам и всем частям системы.

Тепловой поток через кровлю и подошву пласта принимается пропорциональным разности температуры пласта-коллектора T и окружающей породы T_0:

$$F = b\left(T - T_0\right)/H,$$

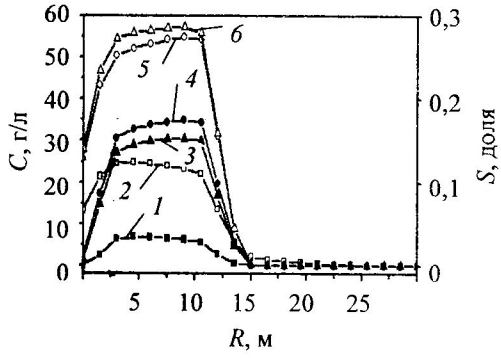
где b — внешняя теплопроводность.

На основе математической модели было разработано программное обеспечение, позволяющее проводить численное исследование динамики тепловых полей и поведения компонентов органических и водных отходов в пласте-коллекторе полигона глубинного захоронения. Математическую модель и программное обеспечение верифицировали путем сравнения результатов компьютерного моделирования с экспериментальными данными и точными аналитическими решениями тестовых задач.

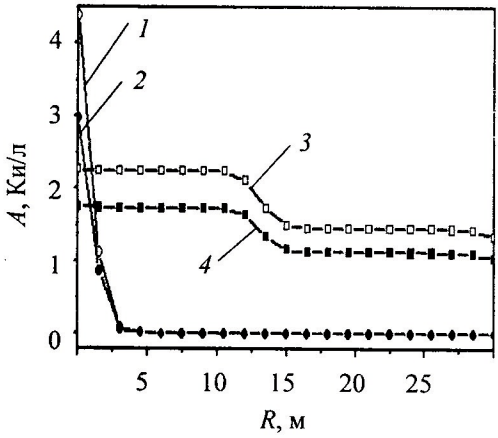
С помощью программного комплекса были проведены прогнозные расчеты изменения состояния прискважинной области пласта-коллектора полигона глубинного захоронения за 20 лет от начала эксплуатации нагнетательной скважины. В первые пять лет в пласт-коллектор закачивали только водные растворы отходов, в течение следующих пяти лет — совместно отработанный органический экстрагент и водные отходы, в оставшиеся 10 лет нагнетание не проводили. При моделировании использовали близкие к реальным объем, состав нагнетаемых водно-щелочных растворов и отработанного органического экстрагента, а также режим захоронения. Исследовано поведение 10 компонентов, входящих в состав органических и водных отходов, в том числе пяти макрокомпонентов: вода, ТБФ, н-парафин, водорастворимые продукты разложения ТБФ и н-парафинов (бутилфосфорные, карбоновые и другие кислоты) и радионуклидов, вносящих основной вклад в энерговыделение: ^{95}Zr + ^{95}Nb, ^{106}Ru, ^{90}Sr, ^{137}Cs. Параметры моделирования определяли на основе данных температурного и радиационного каротажа наблюдательных скважин полигона, лабораторных экспериментов, исследований [1, 11, 12], сравнения

экспериментальных данных и результатов компьютерного моделирования с точными аналитическими решениями. Моделирование проводили при следующих параметрах: мощность пласта 3 м, пористость 0,31, проницаемость 3 мкм^2, начальная температура пласта 10 °С, температура нагнетаемых отходов 20 °С. Суммарная мощность проницаемых пропластков для нагнетательной скважины, используемая в модели, определена на основе данных γ-каротажа в пласте-коллекторе полигона глубинного захоронения Сибирского химического комбината.

Из результатов моделирования следует, что органическая фаза по мере ее оттеснения водным раствором переходит в неподвижное состояние в окрестности нагнетательной скважины. Радиус области распределения отработанного экстрагента составляет менее 15 м (рис. 2). В процессе попеременного нагнетания водных и органических растворов радионуклиды перераспределяются между органической фазой, водным раствором и поверхностью породы. В системе водный раствор отходов—отработанный органический экстрагент—вмещающая порода поведение радиоактивных компонентов определяется в основном межфазными коэффициентами распределения. Относительно короткоживущие ^{106}Ru (период полураспада 368 сут), ^{95}Zr (65 сут), ^{95}Nb (35 сут) переходят в органическую фазу, из нее адсорбируются породой и накапливаются в непосредственной близости от нагнетательной скважины (рис. 3). Долгоживущие ^{90}Sr и ^{137}Cs не переходят в органическую фазу, мигрируют в водной фазе, и их распределение в пласте более равномерное. По кривым *3*, *4* рис. 3 нельзя судить о миграционных способностях долгоживущих радионуклидов в водной фазе. Распределение долгоживущих радионуклидов в пласте-коллекторе сформировалось в результате нагнетания значительного объема водных отходов в период, предшествовавший захоронению органических жидких отходов. В области распределения органической фазы концентрация долгоживущих радионуклидов примерно в 1,5 раза больше, чем в области, где находится только водный раствор отходов. Суммарная активность коротко- и долгоживущих радионуклидов определяет мощность энерговыделения в пласте. При удалении отходов суммарная активность

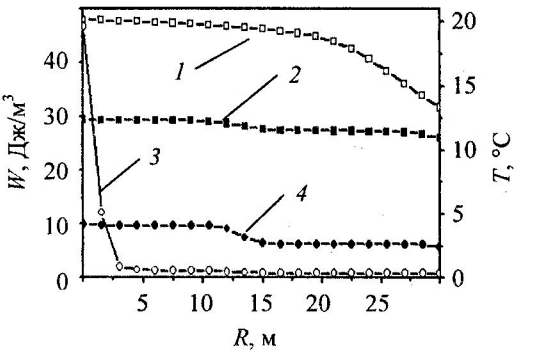


Р и с. 2. Зависимость концентрации ТБФ (*1*, *2*) и углеводородного разбавителя (*4*, *5*) в органической фазе, насыщенности органической фазы (*3*, *6*) в пласте-коллекторе от расстояния до скважины: *2*, *5*, *6* — в год окончания эксплуатации; *1*, *3*, *4* — через 10 лет после окончания эксплуатации



Р и с. 3. Зависимость удельной активности в пласте-коллекторе от расстояния до скважины: *1*, *2* и *3*, *4* — коротко- и долгоживущие радионуклиды соответственно; *1*, *3* — в год окончания эксплуатации; *2*, *4* — через 10 лет (*3*, *4* увеличены в 10 раз, *2* — в 1000 раз)

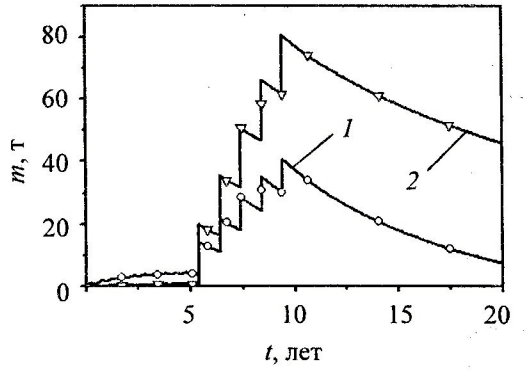
короткоживущих радионуклидов более чем в 10 раз превосходит активность долгоживущих радионуклидов, поэтому максимум энерговыделения наблюдается вблизи наблюдательной скважины (рис. 4). После прекращения эксплуатации скважины суммарная активность короткоживущих радионуклидов быстро убывает и вклад долгоживущих радионуклидов в энерговыделение становится доминирующим.



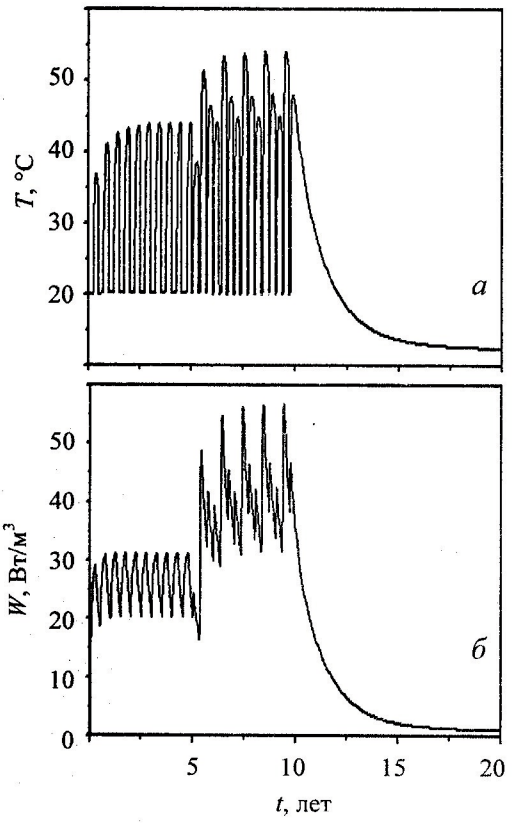
Р и с. 4. Зависимость температуры (*1*, *2*) и удельной мощности энерговыделения (*3*, *4*) от расстояния до скважины: *1*, *3* — в год окончания эксплуатации; *2*, *4* — через 10 лет

По окончании оттеснения органической фазы и ее иммобилизации вследствие радиолиза и гидролиза уменьшается количество исходных органических веществ в пласте. Область с наибольшей скоростью разложения органических макрокомпонентов совпадает с областью максимальной активности. В результате этого концентрация органических макрокомпонентов в пласте-коллекторе принимает форму вала (см. рис. 2). Согласно результатам расчетов за 20 лет с начала эксплуатации скважины доля разложившегося ТБФ составила около 84%, углеводородного разбавителя — 50% общей массы этих компонентов, закачанных в пласт-коллектор в составе отработанного экстрагента и водного раствора отходов (рис. 5). Это позволяет рассматривать пласт-коллектор как природно-антропогенный химический реактор, в котором разлагаются токсичные органические соединения. Продукты разложения при отсутствии нагнетания накапливаются в водной фазе в области распространения органической фазы, при этом темп нарастания их концентрации пропорционален скорости разложения ТБФ и н-парафина. При нагнетании водного раствора продукты разложения органических компонентов удаляются вместе с водной фазой из прискважинной области.

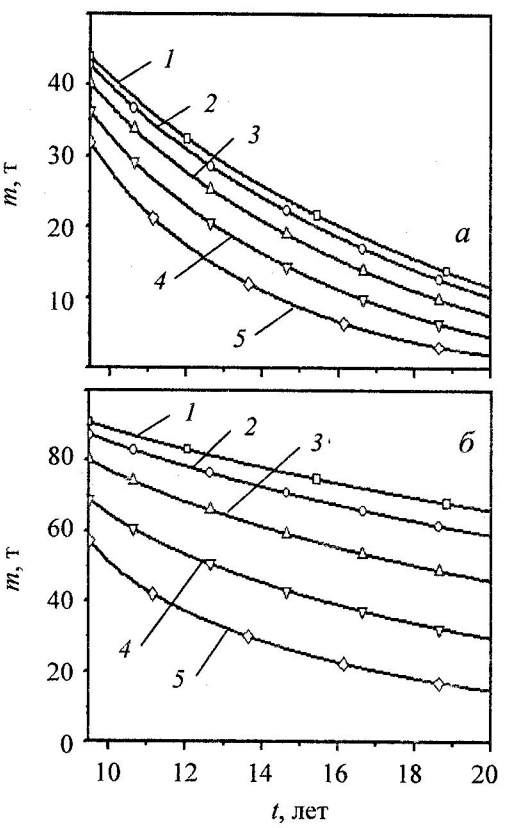
Циклическое поступление жидких отходов сопровождается колебанием температурного поля в пласте-коллекторе (рис. 6). Амплитуда колебаний максимальной температуры составляет ~35 °С. В отсутствие нагнетания наблюдается рост температуры в пласте-коллекторе в соответствии с распределением суммарной удельной активности (см. рис. 3). Из-за установления равновесия между поступлением короткоживущих радионуклидов в пласт и их распадом на четвертом году захоронения отработанного органического экстрагента температура в пласте-коллекторе достигает максимальной ~55 °С. Следует отметить, что температура определяется не одним пропластком, а всеми содержащими отходы. Если



Р и с. 5. Временная зависимость массы ТБФ (*1*) и углеводородного разбавителя (*2*) в пласте-коллекторе



Р и с. 6. Временная зависимость максимальной температуры (*а*) и удельной мощности энерговыделения (*б*) в пласте-коллекторе



Р и с. 7. Зависимость массы ТБФ (*а*) и углеводородного разбавителя (*б*) в пласте-коллекторе от времени при удельной активности водных отходов 0,01 (*1*), 0,05 (*2*), 0,2 (*3*), 0,5 (*4*), 1 Ки/л (*5*)

суммарная мощность пропластков будет большей, то максимальная температура разогрева при той же удельной активности отходов будет значительно выше.

Для оценки эффективности разложения органических веществ в пласте-коллекторе было проведено моделирование совместного захоронения отработанного экстрагента и водных отходов разной удельной активности (рис. 7). Доля разложившегося углеводородного разбавителя за 20 лет с начала эксплуатации скважины возрастает с 44% при удельной активности водных отходов 0,01 Ки/л до 85% при 1 Ки/л. Разложение ТБФ меньше зависит от активности отходов, его доля изменяется соответственно с 82 до 96%. Это можно объяснить большим вкладом термохимических процессов в разложение ТБФ.

По результатам математического моделирования размеры области распространения органических веществ невелики (не превышают первых десятков метров от скважины), что связано с переходом органической фазы в иммобильное состояние. Нахождение экстрагента в зоне с наибольшей мощностью энерговыделения, сопровождающего радиоактивный распад, приводит к его эффективному радиационно-химическому разложению. Таким образом, даже не подверженная гидролизу углеводородная составляющая экстрагента разлагается эффективно. Продукты разложения ТБФ и углеводородного разбавителя переходят в водную фазу и в процессе

нагнетания водных отходов переносятся от нагнетательной скважины. Вследствие этого при повторном нагнетании органических отходов область распространения органической фазы в пласте-коллекторе не увеличивается. Присутствие закачанного в пласт-коллектор экстрагента не приводит к значительному увеличению температуры, поскольку она определяется суммарным объемом и активностью водных и органических отходов, закачанных в пласт-коллектор. При существующих режимах удаления максимальная температура значительно ниже температуры кипения отходов при пластовых условиях.

Таким образом, по результатам математического моделирования пласт-коллектор, используемый для глубинного захоронения водных щелочных отходов, можно рассматривать как природно-антропогенный радиационно-химический реактор жидких органических отходов. Математическая модель и программное обеспечение адекватно описывают эволюцию системы, формирующейся в пласте-коллекторе при совместном захоронении органических и щелочных отходов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. **Рыбальченко А.И., Пименов М.К., Костин П.П. и др.** Глубинное захоронение жидких радиоактивных отходов. М.: ИздАТ, 1994.
2. **Балахонов В.Г., Зубков А.А., Матюха В.А. и др.** Математическое моделирование радиационно-химического разложения органических примесей жидких радиоактивных отходов при глубинном захоронении. — Радиохимия, 2001, т. 43, № 1, с. 82—86.
3. **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.
4. **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.
5. **Ларин В.К., Зубков А.А., Балахонов В.Г. и др.** Моделирование динамики радиационных и тепловых полей при глубинном захоронении жидких радиоактивных отходов. — Там же, 2002, т. 92, вып. 6, с. 451—455.
6. **Окуньков Г.А., Рыбальченко А.И., Куваев А.А.** Тепловой режим геологической среды при захоронении жидких радиоактивных отходов. — Геоэкология, инженерная геология, гидрогеология, геокриология, 2003, № 3, с. 237—244.
7. **Баренблатт Г.И., Ентов В.М., Рыжик В.М.** Движение жидкостей и газов в природных пластах. М.: Недра, 1984. 208 с.
8. **Шейдеггер А.Э.** Физика течения жидкостей через пористые среды. М.: Гостоптехиздат, 1960. 250 с.
9. **Balakhonov V., Zhiganov A., Istomin A., Noskov M.** Modeling of underground water contamination by non aqueous liquids. — In: Proc. 4th Korea—Russia Intern. Symp. on Science and Technology. Ulsan, 2000, p. 266—271.
10. **Носков М.Д., Балахонов В.Г., Истомин А.Д.** Стохастически-детерминистическая модель тепломассопереноса при двухфазной фильтрации в среде с двойной пористостью. — В сб.: Тепломассообмен ММФ-2000. IV Минский межд. форум. Т. 8. Минск, 2000, с. 30—39.
11. **Егоров Г.Ф.** Радиационная химия экстракционных систем. М.: Энергоатомиздат, 1986. 208 с.
12. **Таблицы** физических величин. Справочник. Под. ред. И.К. Кикоина. М.: Атомиздат, 1976. 1008 с.

Поступила в Редакцию 14.10.04