

В.Я. ЖАРНИЦКИЙ, А.П. СМИРНОВ

Федеральное государственное бюджетное образовательное учреждение высшего образования «Российский государственный аграрный университет – МСХА имени К.А. Тимирязева», г. Москва, Российская Федерация

АНАЛИЗ ДОЛГОВЕЧНОСТИ ИНЖЕНЕРНЫХ БАРЬЕРОВ БЕЗОПАСНОСТИ ИЗ БЕНТОНИТОВЫХ ГЛИН

Долговечность и безопасность пунктов хранения и захоронения вредных отходов металлургического и химического производства должна обеспечиваться за счет последовательной реализации концепции глубокоэшелонированной защиты. Инженерные конструкции барьеров безопасности должны удовлетворять следующим требованиям: ограничивать контакт отходов с природными водами; обеспечивать сохранность отходов при внешних воздействиях; не допускать распространения вредных производственных отходов в окружающий грунтовый массив. Показателями безопасности объектов являются долговечность и срок службы, что должно учитываться в сценариях прогноза долговечности систем захоронения. Для объективной оценки деградации инженерных барьеров безопасности пунктов захоронения радиоактивных отходов рассмотрены модели эволюции бентонитовых барьеров. Рассмотрены следующие модели: модель иллитизации монтмориллонита; модель хлоритизации бентонита; модель расчета параметров набухания; модель ионного обмена и модель сорбции радионуклидов бентонитом. Выводы показывают, что при оценке долговременной эволюции инженерных барьеров безопасности из бентонита в процессе химической деструкции монтмориллонита могут происходить изменения, в частности, увеличение проницаемости барьера.

Глина бентонитовая; эффективная плотность глин; барьеры безопасности; долговечность; срок службы; глинопорошок; давление набухания; химическая деструкция.

Введение. Долговечность и безопасность пунктов хранения и захоронения токсичных отходов металлургического и химического производства должна обеспечиваться за счет последовательной реализации концепции глубоко эшелонированной защиты, основанной на применении системы физических барьеров на пути распространения в окружающую среду вредных производственных отходов, системы технических и организационных мер по защите физических барьеров и сохранению их эффективности, а также по защите обслуживающего персонала, населения и окружающей среды [1]. В этой связи инженерные конструкции барьеров безопасности должны удовлетворять следующим требованиям: ограничивать контакт захороненных отходов с природными водами; обеспечивать их сохранность при внешних воздействиях природного и техногенного характера; не допускать их распространения во вмещающие грунтовые толщи.

При проведении оценки долговременной безопасности пунктов захоронения отходов необходимо учитывать происходящие в системе их захоронения физико-химические процессы, приводящие к изменению физико-химического состава материала инженерных

конструкций барьеров безопасности, а также учитывать их механические характеристики, поведение системы барьеров безопасности, сроки сохранения инженерными барьерами безопасности своих защитных свойств, скорости и механизмы утраты долговечности конструкций инженерных барьеров захоронения вредных производственных отходов.

Согласно [2] к инженерным барьерам безопасности пунктов захоронения вредных производственных отходов относят: упаковку отходов, её отдельные элементы; инженерные конструкции пунктов захоронения отходов и их элементы (строительные конструкции сооружений; буферные материалы; подстилающие и покрывающие экраны и др.).

Показателями безопасности объектов, к которым относят инженерные конструкции барьеров пунктов захоронения токсичных отходов являются:

- долговечность, т.е. свойство объекта сохранять выполнение заданной ему функции с параметрами, установленными требованиями проектной или конструкторской документации в течение определенного периода времени (срока службы);

- срок службы (расчетный срок службы или ресурс), являющийся основным

показателем долговечности, который обусловлен характеристиками используемых для создания объекта материалов, конструкцией, условиями эксплуатации и механизмами снижения защитных качеств материалов и конструкций в этих условиях.

Под деградацией в данном случае понимают необратимые изменения, ухудшающие способность объекта выполнять требуемую функцию и развивающиеся с течением времени. Интенсивность процесса деградации связана с действием силовых факторов, физических полей, химических веществ, живых организмов и пр.

При оценке долговременной безопасности системы захоронения отходов производства должны быть учтены возможные изменения защитных и изолирующих свойств барьеров безопасности, что должно учитываться в сценариях деградации системы захоронения этих отходов [2].

Материалы и методы исследований. В федеральных нормах и правилах не содержится положений по обязательному применению тех или иных расчетных методов и моделей переноса токсичных отходов в инженерных барьерах безопасности с учетом их долговременной деградации, а также указаний на обязательные для использования программных продуктов.

Для объективной оценки ухудшения защитных свойств инженерных барьеров безопасности пунктов захоронения вредных отходов рассмотрены модели эволюции бентонитовых барьеров.

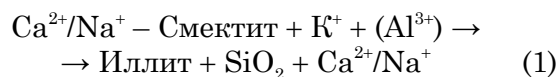
В качестве буферных материалов наиболее широко распространены глинопорошки различных марок и композиции на их основе. Бентониты используются либо в виде порошков, либо в виде коллоидных растворов (шликеров). В компактном виде (гранулы, отпрессованные массивные блоки, маты) бентонит используется в инженерных барьерах при захоронении опасных отходов (например, ртути). Считается, что глина бентонитовая (монтмориллонитовая) удовлетворяет требованиям основного материала для создания изолирующих противомиграционных барьеров. Бентонит $CaO-Na$ имеет высокую сорбционную способность по отношению к катионам в широком диапазоне pH , что позволяет использовать его для захоронения радиоактивных отходов. К основным свойствам бентонита относят: низкую гидравлическую проводимость (фильтрационные свойства менее $4,7 \times 10^{-6}$ м/сут);

способность сорбировать нуклиды; способность набухать, быть пластичным и герметизировать трещины; долговечность.

В моделях разрушения инженерных барьеров безопасности используются такие параметры, как: скорость общей коррозии; потенциал питтингообразования; модуль Юнга; поверхностная энергия разрушения; линейная деформация; скорость выщелачивания; концентрация сульфатов и хлоридов; коэффициент шероховатости.

Результаты исследований. Модель иллитизации монтмориллонита. Иллитизация монтмориллонита – процесс, широко распространенный в природе при гидротермальном преобразовании осадочных пород.

Упрощенная реакция имеет следующий вид



Для описания процесса иллитизации особенно важными являются значения концентраций калия и уровень температуры. В настоящее время разработаны модели, комплексно учитывающие эти факторы. Изменение скорости иллитизации описывается следующим:

$$dS/dt = -\kappa C[K^{+}]S^n, \quad (2)$$

где dS/dt – скорость иллитизации; κ – константа скорости; $C[K^{+}]$ – концентрация калия; S^n – текущее содержание смектита (монтмориллонита) в бентоните; n – показатель степени.

Влияние температуры описывается кинетическим уравнением Аррениуса. Базовые методы описания или прогноза иллитизации бентонита были предложены на основании полевых наблюдений [3, 4, 5, 6], а также экспериментальных данных [7, 8]. Более сложные реактивно-транспортные модели процессов растворения и осаждения глинистых минералов включали иллит в качестве возможного продукта изменения бентонита [9, 10]. Однако иллитизация может происходить в результате процесса трансформации твердых фаз, а не только реакций растворения-осаждения, которые обычно учитываются в реактивных моделях транспорта.

Достоверность оценки степени влияния температурных режимов на процесс иллитизации базируется на практических результатах лабораторных исследований. Наиболее близки к ним для использования при прогнозировании иллитизации

бентонитового буфера/засыпки модели Pytte, Cuadrosи Huang.

В достаточно большом диапазоне температур (70...370°C) для определения скорости иллитизации можно воспользоваться моделью Pytte [10].

$$\frac{dS}{dt} = -k \frac{[K^+]}{[Na^+]} S^5, \quad (3)$$

$$k = A \exp\left(\frac{-E_a}{RT}\right), \quad (4)$$

где S – доля монтмориллонита в бентоните; t – время (единица); A – константа (80800 (с×моль)⁻¹); T – температура; E_a – энергия активации (117,15 кДж/моль); R – универсальная газовая постоянная (8,314 Дж/моль×К); $[K^+]$ – концентрация ионов калия, моль/л; $[Na^+]$ – концентрация ионов натрия, моль/л.

Уравнение решается аналитически в границах $S: [S_0, S]$ и $t: [0, t]$

$$S = \frac{S_0}{\sqrt[4]{1 + 4S_0^4 k \frac{[K^+]}{[Na^+]} t}}, \quad (5)$$

где: S_0 – начальная доля монтмориллонита в бентоните ($S_0 = 1$).

Численными методами решение находится на каждом шаге интегрирования относительно предыдущего значения

$$S_i = S_{i-1} - k \frac{[K^+]}{[Na^+]} S_{i-1}^5 \cdot \Delta t,$$

где Δt – используемый расчетный шаг по времени (timestep).

При неизвестной концентрации Na^+ возможно определение содержания бентонита по модели Cuadros [8], применяемой в диапазоне температур 60...200°C

$$\frac{dS}{dt} = -k []^{0,25} S, \quad (6)$$

В ряде случаев при повышенной температуре можно воспользоваться упрощенной моделью Huang [7], применяемой в диапазоне температур 250...325°C

$$dS/dt = -k[K^+]S^2. \quad (7)$$

Параметры Аррениуса и вид моделей Pytte, Huangи Cuadros(для двух уравнений, отличающихся показателем степени и коэффициентами в уравнении Аррениуса) приведены в таблице 1.

Таблица 1

Параметры моделей Pytte, Huangи Cuadros для описания процесса иллитизации

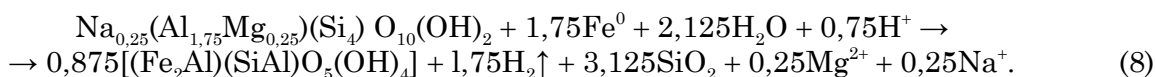
Модель	Исследование	Т, °С	Параметры Аррениуса	
			A, (с×моль) ⁻¹	E _A , кДж/моль
Pytte	Полевое	70...370	5,2·10 ⁷	138
Huang	Лабораторное	250...325	8,1·10 ⁴	117
Cuadros 1	Лабораторное	60...200	8,5·10 ⁻⁷	30
Cuadros 5			6,4·10 ⁻⁷	31,4

Существенное различие в результатах расчетов степени иллитизации монтмориллонита наблюдается при использовании разных моделей для реальной температуры 100°C, соответствующей высокому тепловыделению (рис.).

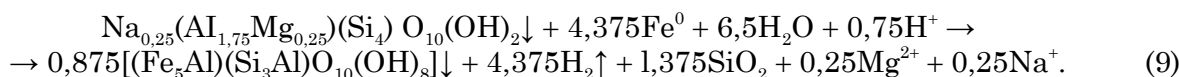
Более точная оценка изменения доли монтмориллонита и влияния на иллитизацию содержания основных компонентов бентонита (Na , K , Mn и пр.) может рассматриваться только с учетом всех химических реакций, скорость которых также зависит от температуры.

Модель хлоритизации бентонита. Хлоритизация бентонита – процесс, приводящий к ухудшению сорбционных свойств бентонита, во многом аналогичен процессу иллитизации. При взаимодействии продуктов коррозии стальных инженерных барьеров с бентонитом возможно образование железосодержащих глинистых минералов – хлоритов.

Монтмориллонит трансформируется в бертьерин (железистый минерал из подгруппы серпентина) согласно упрощенной реакции



Также может протекать реакция образования железистого хлорита (дафнита)



Таким образом, на трансформацию 1 моль монтмориллонита до бертьерина и хлорита, соответственно, требуется от 1,7 до 4,4 моль металлического железа.

Модель расчета параметров набухания. В случае хлоритизации происходит изменение объема набухающей фракции бентонита. Результирующая набухаемость может быть рассчитана при использовании соотношения, связывающего эффективную плотность глины и давление набухания. Эффективная плотность глины может быть определена как

$$\rho_b = \rho_d \frac{1 - R_s}{1 - \frac{\rho_d R_s}{\rho_s}} \quad (10)$$

где ρ_d – сухая плотность бентонита ($\text{г}/\text{см}^3$); R_s – доля монтмориллонита (–); ρ_s – плотность монтмориллонита ($\text{г}/\text{см}^3$).

В работе [9] показано, что при 30% потере содержания набухающей глины эффективная плотность уменьшается с 1,56 до 1,32 $\text{г}/\text{см}^3$. Уменьшение давления набухания при полной конверсии железа в глинистые минералы может быть оценено, например, с использованием зависимости, связывающей давление набухания с плотностью, приведенной в работе [10]:

$$P_p = 0,0029e^{4,8554\rho} \quad (11)$$

где P_p – давление набухания (МПа); ρ – плотность сухого бентонитового материала ($\text{г}/\text{см}^3$).

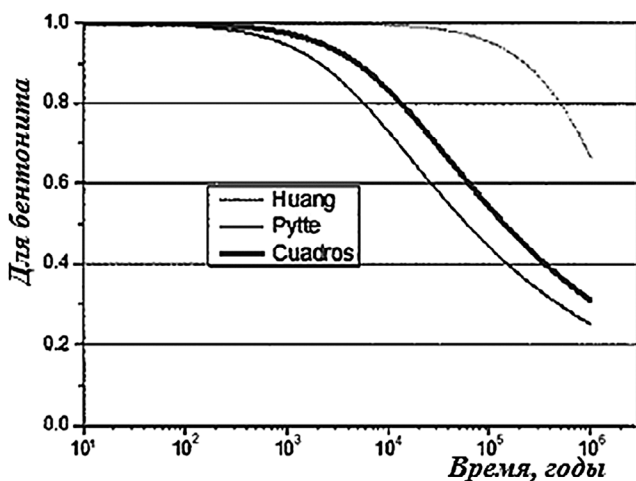


Рис. 1. Модельные результаты зависимости доли монтмориллонита в бентоните от времени при иллитизации

Так, при плотности неизмененного бентонита в 1,56 $\text{г}/\text{см}^3$ давление набухания составляло величину 7 МПа, при падении его плотности до 1,32 $\text{г}/\text{см}^3$ давление набухания уменьшилось до 2 МПа.

Модель ионного обмена. Модель ионного обмена на бентоните является наиболее простой моделью геохимического моделирования сорбции бентонитом. В процессе геохимического моделирования было оценено влияние иллитизации на сорбционные свойства бентонитового барьера безопасности. В модели предполагалось, что бентонит трансформируется в иллит. В качестве модельных допущений принималось:

- модель сорбции описывалась стандартной моделью ионного обмена [11];
- ёмкость катионного обмена бентонита принималась в 100 мг-экв./100 г, иллита – 35 мг-экв./100 г;
- пористость и температура (20°C) постоянны в ходе модельного эксперимента;
- состав воды постоянен (pH = 7,38, концентрации компонентов: Fe(II) – 0,2 мг/л, CO₃ – 73 мг/л, F – 0,67 мг/л, SO₄²⁻ – 20,3 г/л, Cl – 12,7 мг/л, Na – 10 мг/л, K – 2,5 мг/л, Ca – 23 мг/л, Mg – 10,5 мг/л);
- начальное значение $K_d Sr$ для этого раствора принималось равным 0,585 м³/кг;
- кинетика процесса не учитывалась.

Результаты расчетов по модели показали, что с уменьшением доли бентонита (с ростом доли иллита) значение $K_d Sr$ уменьшается. Процесс уменьшения значения K_d по мере иллитизации справедлив для всех радионуклидов, кроме Cs.

Моделирование проводилось в расчетном коде PHREEQC2.18 (база термодинамических данных – LLNL.DAT) [11]. Результаты расчетов представлены на рисунке 2.

С уменьшением доли хорошо сорбирующего компонента бентонита – монтмориллонита (т.е., с ростом доли иллита) значение $K_d Sr$ уменьшается – подвижность радионуклида растёт.

Эта модель может быть применена и для оценки изменения ёмкости катионного обмена в процессе хлоритизации бентонита с ухудшением свойств аналогично процессу иллитизации. Параметризация модели та же, что и в вышеприведенной модели иллитизации, ёмкость катионного обмена хлорита принята 15 мг-экв./100 г.

Разработанная модель может быть адаптирована с учетом механизма комплек-

сообразования на поверхности и для оценки сорбции других радионуклидов.

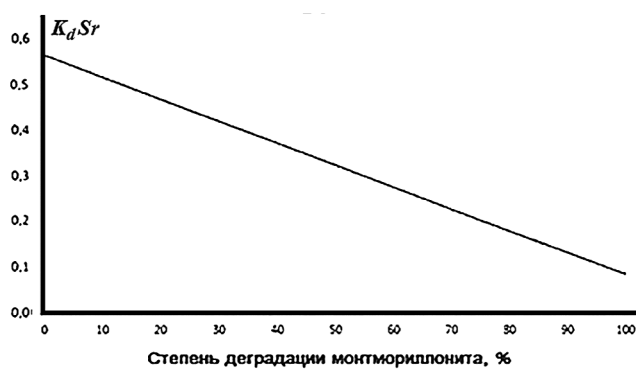
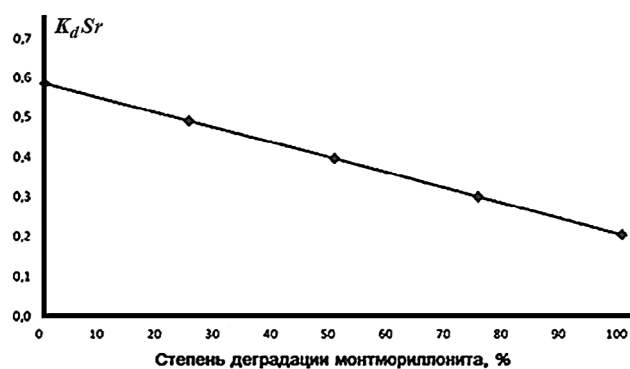


Рис. 2. Зависимость $K_d Sr$ в процессе трансформации бентонита:

а – при иллитизации бентонита; б – при хлоритизации бентонита

Модель сорбции радионуклидов бентонитом. Модель сорбции радионуклидов бентонитом с учетом затруднения сорбции анионов вследствие уменьшения размера пор широко применяется для оценки сорбции ряда радионуклидов в бентонитовом барьере [11].

Модель основана на том факте, что при набухании насыщенного водой бентонита происходит сжатие пор, наступает так называемый «эффект анионного» исключения. При заполнении молекулами воды межслоевых промежутков в результате набухания бентонитовых пакетов возникает электростатическое взаимодействие между двойными электронными слоями внешней поверхности пакетов, образующих индивидуальные чешуйки бентонита, что может снизить диффузию сквозь поры бентонита. Доступная для сорбции и взаимодействия с ионами пористость дифференцируется – в англоязычной литературе доступная пористость называется «Diffusion-availableporosity». Считается, что этот эффект может начаться происходить при плотности сухого бентонита $1,2 \dots 1,5 \text{ г/см}^3$ [11, 12, 13, 14].

Процесс «анионного сжатия» (эффект Доннана) приводит к изменению эффективного коэффициента диффузии индивидуальных радионуклидов (и других растворенных веществ), а также к изменению доступной к сорбции пористости для анионов.

Согласно данным работы [15], при высоких ионных силах ($I \geq 1 \text{ М NaCl}$) доступная хлорид-иону пористость приближается к свободной пористости, т.е. пористости между частицами. Эта общая пористость является разницей между общей и межслоистой пористостью бентонита. Межслоистая пористость зависит от степени уплотнения бентонита. При насыпной плотности бентонита до $1,2 \text{ г/см}^3$

поровое пространство состоит из трех водных слоев. При насыпной плотности бентонита от $1,2$ до $1,6 \text{ г/см}^3$ поровое пространство уменьшается от трёх до двух слоёв воды. При насыпной плотности бентонита свыше $1,6 \text{ кг/м}^3$ поровое пространство сужается до одного слоя воды. Это подтверждается данными рентгеновского исследования работы [15], согласно которым с повышением степени уплотнения бентонита уменьшается расстояние между слоями натриевого бентонита.

Считается, что для катионов доступна для взаимодействия с бентонитом вся пористость, в то время как для анионов доступна лишь часть пористости набухшего бентонита – до $0,2$ от эффективного порового пространства.

Также от насыпной плотности бентонита зависят и коэффициенты диффузии. В работе [11] предложена связь между коэффициентом эффективной самодиффузии воды в бентоните *MX-80* в зависимости от его сухой плотности, которая представляется в виде полинома:

$$De = -1,1844\rho^3 + 8,130\rho^2 - 1,9473\rho + 1,6167 \cdot 10^{-10}, \quad (12)$$

или степенной зависимости:

$$De = 5,30087 \cdot 10^{-10} \exp(-2,561 \cdot 10^{-10} \rho), \quad (13)$$

где De – коэффициент эффективной диффузии; ρ – эффективная (насыщенная) плотность бентонита.

Вывод

Анализ отечественных и зарубежных исследований показывает, что при оценке долговременной эволюции инженерных барьеров безопасности из бентонита в процессе химической деструкции монтмориллонита могут происходить изменения сорбционной ёмкости и увеличение проницаемости барьера.

Библиографический список

1. НП-016-05 «Общие положения обеспечения безопасности объектов ядерного топливного цикла (ОПБ ОЯТЦ)» <https://files.stroyinf.ru/Data2/1/4293852/4293852243.htm>
2. НП-055-14 «Захоронение радиоактивных отходов. Принципы, критерии и основные требования безопасности» http://www.consultant.ru/document/cons_doc_LAW_174914/8b433b8d98152375961553869b5ad643245b2a09/
3. **Bethke C.M.** and **Altaner S.P.** (1986) Layer-by-layer mechanism of smectite illitization and application to new rate law. *Clays and Clay Minerals* 34, 146-154.
4. **Pyette A.M.** and **Reynolds R.C.** (1989) The thermal transformation of smectite to illite. In 'Thermal History of Sedimentary Basins, Naeser N.D. and McCulloh T.H. (eds). Springer-Verlag New York, 133-140.
5. **Velde B.** and **Vasseur G.** (1992) Estimation of the diagenetic smectite illite transformation in time-temperature space. *American Mineralogist* 77, 967-976.
6. **Wei H., Roaldset E.** and **Bjoroy M.** (1993) Kinetics of smectite to illite conversion. EAPG 5th Conference, Stavanger 1993.
7. **Huang W.L., Longo J.M.** and **Pevear D.R.** (1993) An experimentally derived kinetic model for smectite-to-illite conversion and its use as a geothermometer. *Clays and Clay Minerals* 41, 162-177.
8. **Cuadros J.** and **Linares J.** (1996) Experimental kinetic study of the smectite-to-illite transformation. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 60, 439-453.
9. **Montes-H G., Fritz B., Clement A.** and **Michau N.** (2005a) Modeling of transport and reaction in an engineered barrier for radioactive waste confinement. *Applied Clay Science* 29, 155-171.
10. **Montes-H G., Marty N., Fritz B., Clement A.** and **Michau N.** (2005b) Modelling of long-term diffusion-reaction

in bentonite barrier for radioactive waste confinement. *Applied Clay Science* 30, 181-198.

11. **Ochs M., Caterina Talerico.** SR-Can Data and uncertainty assessment Migration parameters for the bentonite buffer in the KBS-3 concept BMG Engineering Ltd. August 2004.

12. **Kamland O.** 1997. Bentonite swelling pressure in strong NaCl solutions. Correlation between model calculation and experimentally determined data. SKB TR97-31, Svensk KSmbrMnslehantering AB.

13. **Kozaki T, Saito N, Fujishima A, Sato S, Ohashi H.** 1998. Activation energy for diffusion of chloride ions in compacted sodium montmorillonite. *J. Contam. Hydrol.* 35, 67-75.

14. **Ochs M, Lothenbach B, Wanner H, Sato H, Yui M,** 2001. An integrated sorption-diffusion model for the calculation of consistent distribution and diffusion coefficients in compacted bentonite. *J. Contam. Hydrol.* 47, 283-296.

15. **Luc R., Van Loon, Martin A. Glaus, Werner Mttler.** Anion exclusion effects in compacted bentonites: towards a better understanding of anion diffusion. International meeting, September 17-18, 2007, Lille, France Clays in natural & engineered barriers for radioactive waste confinement.

Материал поступил в редакцию 24.03.2020 г.

Сведения об авторах

Жарницкий Валерий Яковлевич, доктор технических наук, кафедра «Основания и фундаменты, строительство и экспертиза объектов недвижимости», ФГБОУ ВО РГАУ-МСХА имени К.А. Тимирязева; 127550, г. Москва, Б. Академическая, 44; e-mail: zharnitskiy@mail.ru

Смирнов Александр Петрович, кандидат технических наук, кафедра «Основания и фундаменты, строительство и экспертиза объектов недвижимости», ФГБОУ ВО РГАУ-МСХА имени К.А. Тимирязева; 127550, г. Москва, Б. Академическая, 44; e-mail: sxodnyasmirnov@mail.ru

V.YA. ZHARNITSKY, A.P. SMIRNOV

Federal state budgetary educational institution of higher education «Russian state agrarian university – MAA named after C.A. Timiryazev», Moscow, Russian Federation

ANALYSIS OF THE SHELF LIFE OF SAFETY BARRIERS OF BENTONITE CLAYS

The durability and safety of the storage and burial sites of hazardous waste from metallurgical and chemical production should be ensured through the consistent implementation of the defense in depth concept. Engineering designs of safety barriers should meet the following requirements: limit contact of waste with natural waters; ensure the safety of waste under external influences; prevent the spread of hazardous industrial waste to the surrounding soil mass. Object safety indicators are durability and service life, which

should be taken into account in scenarios of forecasting the durability of disposal systems. For an objective assessment of the degradation of engineering safety barriers of radioactive waste disposal sites, evolution models of bentonite barriers are considered. The following models are considered: montmorillonite illitization model; bentonite chlorination model; model for calculating the swelling parameters; ion exchange model and a model of sorption of radionuclides by bentonite. Conclusions show that when assessing the long-term evolution of engineering safety barriers from bentonite during the chemical destruction of montmorillonite, changes can occur, in particular, an increase in the permeability of the barrier.

Bentonite clay; effective clay density; safety barriers; service life; clay powder; chlorination of bentonite; swelling pressure; chemical destruction.

References

1. NP-016-05 «Obshchie polozheniya obespecheniya bezopasnosti objektov yadernobogo toplivnogo tsikla (OPB OYATTS)» <https://files.stroyinf.ru/Data2/1/4293852/4293852243.htm>
2. NP-055-14 «Zahoroneniye radioaktivnykh otdobov. Printsipy, kriterii i osnovnye t'rebovaniya bezopasnosti» http://www.consultant.ru/document/cons_doc_LAW_174914/8b433b8d98152375961553869b5ad643245b2a09/
3. **Bethke C.M.** and **Altaner S.P.** (1986) Layer-by-layer mechanism of smectite illitization and application to new rate law. *Clays and Clay Minerals* 34, 146-154.
4. **Pyette A.M.** and **Reynolds R.C.** (1989) The thermal transformation of smectite to illite. In 'Thermal History of Sedimentary Basins, Naeser N.D. and McCulloch T.H. (eds). Springer-Verlag New York, 133-140.
5. **Velde B.** and **Vasseur G.** (1992) Estimation of the diagenetic smectite illite transformation in time- temperature space. *American Mineralogist* 77, 967-976.
6. **Wei H., Roaldset E.** and **Bjoroy M.** (1993) Kinetics of smectite to illite conversion. EAPG 5th Conference, Stavanger 1993.
7. **Huang W.L., Longo J.M.** and **Pevear D.R.** (1993) An experimentally derived kinetic model for smectite- to-illite conversion and its use as a geothermometer. *Clays and Clay Minerals* 41, 162-177.
8. **Cuadros J.** and **Linares J.** (1996) Experimental kinetic study of the smectite-to-illite transformation. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 60, 439-453.
9. **Montes-H G., Fritz B., Clement A.** and **Michau N.** (2005a) Modeling of transport and reaction in an engineered barrier for radioactive waste confinement. *Applied Clay Science* 29, 155-171.
10. **Montes-H G., Marty N., Fritz B., Clement A.** and **Michau N.** (2005b) Modelling of long-term diffusion- reaction in bentonite barrier for radioactive waste confinement. *Applied Clay Science* 30, 181-198.
11. **Ochs M., Caterina Talerico.** SR-Can Data and uncertainty assessment Migration parameters for the bentonite buffer in the KBS-3 concept BMG Engineering Ltd. August 2004.
12. **Kamland O.** 1997. Bentonite swelling pressure in strong NaCl solutions. Correlation between model calculation and experimentally determined data. SKB TR97-31, Svensk KSmbrMnslehantering AB.
13. **Kozaki T., Saito N., Fujishima A., Sato S., Ohashi H.** 1998. Activation energy for diffusion of chloride ions in compacted sodium montmorillonite. *J. Contam. Hydrol.* 35, 67-75.
14. **Ochs M., Lothenbach B., Wanner H., Sato H., Yui M.** 2001. An integrated sorption-diffusion model for the calculation of consistent distribution and diffusion coefficients in compacted bentonite. *J. Contam. Hydrol.* 47, 283-296.
15. **Luc R., Van Loon, Martin A. Glaus, Werner Mttler.** Anion exclusion effects in compacted bentonites: towards a better understanding of anion diffusion. International meeting, September 17-18, 2007, Lille, France Clays in natural & engineered barriers for radioactive waste confinement.

The material was received at the editorial office
24.03.2020

Information about the authors

Zharnitsky Valerij Yakovlevich, doctor of technical sciences, department «Bases and foundations, building and expertize of property objects», FSBEI HE RSAU-MSHA named after C.A. Timiryazev; 127550, Moscow, B. Academicheskaya, 44; e-mail: zharnitskiy@mail.ru

Smirnov Alexander Petrovich, candidate of technical sciences, department «Bases and foundations, building and expertize of property objects», FSBEI HE RSAU-MSHA named after C.A. Timiryazev; 127550, Moscow, B. Academicheskaya, 44; e-mail: sxodnyasmirnov@mail.ru