DOI: 10.25283/2587-9707-2026-3-71-90 УДК: 550.4, 620.193.2

ВОПРОС ОБОСНОВАНИЯ ЗАЩИТНЫХ СВОЙСТВ КОНТЕЙНЕРА ДЛЯ РАО КЛАССА 1 В УСЛОВИЯХ ПГЗРО В ЕНИСЕЙСКОМ МАССИВЕ

К. А. Болдырев

Институт проблем безопасного развития атомной энергетики РАН, Москва

Статья поступила в редакцию 26 июля 2026 г.

Контейнер для геологического захоронения остеклованных высокоактивных отходов является одним из компонентов системы барьеров безопасности, обеспечивающей изоляцию радионуклидов. Прогнозирование коррозии контейнеров на длительное время требует глубокого понимания свойств материалов, из которых они созданы, технологических процессов их изготовления и механизмов деградации. В работе представлен комплексный подход к долгосрочному прогнозированию скорости коррозии металлических контейнеров, используемых для захоронения радиоактивных отходов. Детальное описание функционирования системы позволяет оценить основные процессы и их влияние на скорость коррозии углеродистой стали как материала контейнеров. Расчетными методами, базирующимися на данных в основном зарубежных исследований, определено, что коррозионное повреждение контейнера для прогнозируемых условий пункта глубинного захоронения радиоактивных отходов составит величину до 1 см за срок 1000 лет.

Ключевые слова: *ПГЗРО, контейнер для РАО, углеродистая сталь, скорость коррозии, долгосрочное прогнозирование, природные аналоги, бентонит, микробиологически индуцированная коррозия (МИК), математическое моделирование, радиоактивные отходы.*

Введение

Долговременная безопасность пунктов глубинного захоронения радиоактивных отходов (ПГЗРО) строится на принципе многобарьерной защиты, согласно которому безопасность обеспечивается совместным действием инженерных и естественного (вмещающие породы) барьеров. В составе системы инженерных барьеров (СИБ), для ПГЗРО на участке «Енисейский» контейнер является одним из основных компонентов.

Толщина стенки контейнера определяется как сумма двух составляющих: значения, обоснованного прочностными параметрами, и экспериментально подтвержденного допуска на коррозию, при выборе которого, согласно мировому опыту, необходимо учитывать факторы, способствующие развитию коррозионных процессов, в привязке к возможным сценариям эволюции захоронения [1] на период 1000 лет и более [2]. Основным процессом, лимитирующим срок службы контейнера в условиях ПГЗРО, является деградация под воздействием механических, термических, радиационных, химических и микробиологических факторов.

Традиционными материалами контейнеров, предназначенных для отработавшего ядерного топлива (ОЯТ) и высокоактивных отходов (ВАО) являются медь (Швеция, Финляндия, Канада, Корея, Тайвань) и углеродистые стали (УС) (Бельгия, Франция, Швейцария, Чехия, Япония, Словакия, Венгрия, Россия) [3], [4]. Важно отметить, что коррозия в анаэробных условиях сопровождается выделением газообразного водорода, который удаляется от поверхности контейнера за счет массопереноса через СИБ в геологический барьер. Если скорость генерации водорода превышает скорость его отвода, газ может накапливаться и создавать избыточное давление, поэтому в ряде стран ведутся исследования альтернативных материалов, позволяющих ограничить долгосрочное образование водорода и тем самым снизить риски, связанные с использованием УС. В качестве возможных кандидатов для изготовления контейнера рассматриваются нержавеющие стали, никелевые и титановые сплавы и другие материалы.

В большинстве стран, реализующих проекты геологического захоронения, в зависимости от компоновки и типа вмещающих пород контейнер должен сохранять целостность от нескольких тысяч до ста тысяч лет и более. За счет остаточного тепловыделения отходов и ограничений по сохранности остальных материалов СИБ, помимо металлического контейнера, максимальные значения температур лежат в диапазонах от 90 °С (Франция) до 120 °С (Швейцария).

Максимальная мощность поглощенной дозы на поверхности варьирует от $(6—11)\cdot10^{-3}$ Гр/ч (Япония) до 23 Гр/ч (Бельгия), ожидаемые механические нагрузки находятся в диапазоне от 8 (Бельгия) до 22—29 МПа (Швейцария) [3] (табл. 1).

В соответствии с отечественными нормативными требованиями (НП-093-14) необходимо, чтобы контейнер для РАО 1 класса мог сохранять изолирующую способность (целостность) не менее 1000 лет. Совокупность вышеперечисленных ограничений и мировые тренды в части материалов для изготовления контейнера для РАО класса 1 формируют базис для выбора перспективных материалов для российского ПГЗРО, а также расчетного обоснования толщин стенки контейнера, в части допуска на коррозию.

На текущий момент ключевым вопросом, влияющим как на долговременную безопасность, так и на экономическую эффективность проекта, остается выбор материала и оптимальной конструкции контейнера для захоронения высокоактивных радиоактивных отходов (ОВАО) в горных породах потенциально пригодного участка. Для надежного прогнозирования скорости коррозии необходимо точное понимание механизмов этого процесса в условиях ближней зоны после закрытия ПГЗРО, что предполагает учет долговременных изменений физико-химических свойств среды, обусловленных химико-геологическими процессами, радиолизом и микробиологической активностью. Основные задачи данной работы включают:

- оценку механизмов коррозии УС как материала контейнеров в различных сценариях эволюции захоронения на участке «Енисейский»;
- интеграцию экспериментальных данных о деградации контейнера в прогнозные модели коррозии для оценки срока его службы;
- обоснование того, что контейнер из УС способен обеспечить сохранение герметичности в течение 1000 лет — срока, установленного действующими нормативно-правовыми требованиями (НП-093 -14).

Таблица 1. Основные проектные характеристики зарубежных контейнеров для захоронения ОЯТ/ВАО и условия окружающей среды [3], [4]

Организация по обращению с РАО	Материал контейнера	Целевой срок службы контейнера (лет)	Материал буферного слоя, плотность ($г/см^3$)	Максимальная температура контейнера (°С)	Время до полного насыщения ближней зоны (лет)	Максимальная мощность поглощенной дозы на поверхности (Гр/ч)
Ondraf-Niras (Бельгия)	УС	$n\cdot10^3$	Цементный буфер	100	От 5—10 до $n\cdot10^3$	25
NWMO (Канада)	УС с покрытием Cu	$>10^6$	1,6 бентонит	85	50—55 000	0,8
SKB (Швеция)	Cu – чугун	$>10^6$	1,6 бентонит	95	$n\cdot10—5n\cdot10^3$	0,2
Posiva (Финляндия)	Cu – чугун	$>10^6$	1,55 бентонит	95	$n\cdot10—5n\cdot10^3$	0,3
Andra (Франция)	УС	>500	Нет	90	–	10
Nagra (Швейцария)	УС	10^4	>1,45 бентонит	~120	$n\cdot10^2$	0,2
SURAO (Чехия)	УС	$n\cdot10^3$	1,4 бентонит	95	100	0,3
NUMO (Япония)	УС	>1000	1,6 бентонит	100	<1000	0,006—50,011

Компоновка захоронения ОВАО в ПГЗРО, планируемом на участке «Енисейский»

Основным барьером безопасности является массив горных пород, сложенный преимущественно метаморфическими/скальными горными породами, имеющий природную структурную и пространственную неоднородность, свойственную данному типу пород. На сегодняшний день выделены 2 типа компоновок системы захоронения РАО — основная и резервная. К основному типу относится компоновка захоронения в горизонтальных выработках (каньонное и тоннельное захоронение):

- изоляция в горизонтальных выработках: «в каньонах» — упаковки РАО размещаются в углублении, созданном в основании горизонтального тоннеля (рис. 1);
- «в тоннелях»: контейнеры располагают непосредственно в горизонтальной горной выработке/тоннеле без создания дополнительной выработки в основании.

К резервному типу отнесена компоновка захоронения в вертикальных выработках — тупиковых скважинах диаметра не менее 1,3 м: упаковки РАО размещаются в коротких вертикальных тупиковых скважинах (рис. 1), пробуренных нисходящим способом из горизонтальных выработок (тоннелей).

Общими чертами перечисленных выше компоновок захоронения с учетом наличия базовых проектных решений [6] являются:

- оснащенность выработок железобетонной крепью свода, стенок и основания;
- применение барьерного глинистого материала (БГМ), металла и бетона в составе элементов СИБ;
- неизбежный контакт подземных трещинно-жильных вод с материалами СИБ в базовом и консервативных сценариях эволюции ПГЗРО.

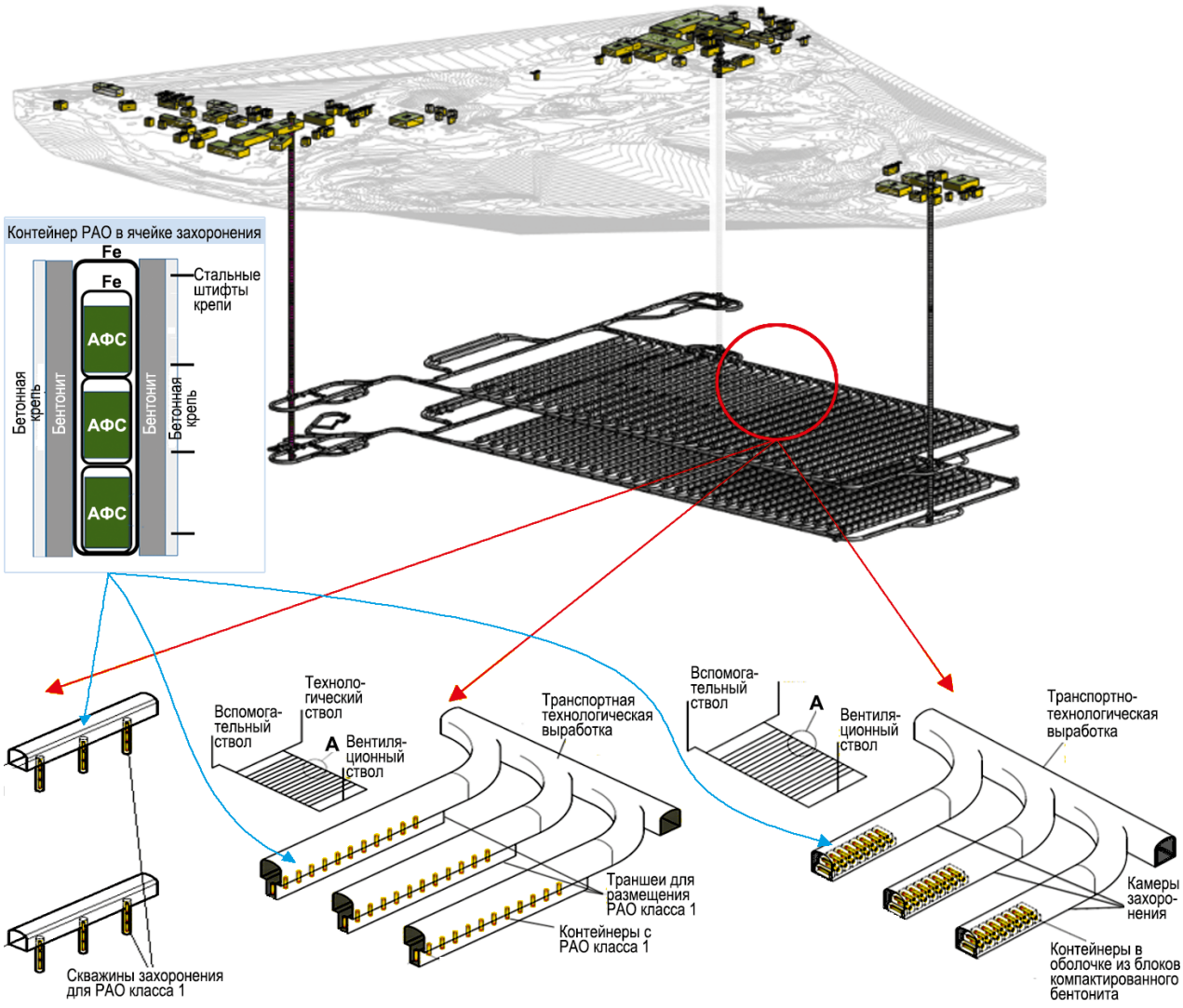

Рис. 1. Схемы компоновочных решений по захоронению РАО в потенциальном блоке захоронения [5]

Схема основных элементов СИБ представлена на рис. 1. Параметры слагающих ее основных материалов следующие (их взаимное расположение в ячейке захоронения РАО класса 1):

- матрица РАО (алюмофосфатная и боросиликатная — в перспективе);
- контейнер;
- буферный слой на основе прессованного до целевой плотности бентонита (толщина 40—50 см, исходная плотность 1,5—1,7 г/см^3);
- бетонная крепь (портландцемент, толщина 5—10 см);
- металлическая сетка по контуру выработки (под бетоном) и анкерная крепь в кровле выработки (стальные штифты, вбитые в горную породу).

Обводнению СИБ в начальный период после закрытия ПГЗРО будут препятствовать нагрев, вызванный остаточным тепловыделением ВАО и способствующий дополнительному просушиванию БГМ. Согласно [7], прогнозные временные зависимости характеризуются ростом температуры почти до 100 °С за первые 70—80 лет, затем происходит ее плавное снижение до 20 °С за 500 лет [7]. Отметим, что поступление подземных вод к ячейкам захоронения будет сдерживаться работой системы водоотлива во время строительства и эксплуатации комплекса подземных сооружений ПИЛ и ПГЗРО.

Общие вопросы коррозии УС

К основным типам коррозии УС относятся [8]:

- общая (или площадная) — в аэробных и анаэробных условиях;
- локальная (в т. ч. питтинговая);
- под воздействием микроорганизмов (микробиологически индуцированная коррозия, МИК);
- растрескивание металла под действием горного давления, а также набухания БГМ по мере увлажнения;;
- радиационно индуцированная.

В анаэробных условиях, ожидаемых после закрытия ПГЗРО, вначале Fe^{+2} обычно реагирует с ОН– с образованием $Fe(OH)_2$ (в присутствии карбонат-иона также вероятно образование сидерита, $FeCO_3$). В дальнейшем, особенно если температура в зоне коррозии выше 50—60°С, происходит реакция Шикорра, поэтому продукт коррозии содержит Fe_3O_4 и примеси $FeCO_3$ и $Fe(OH)_2$. При аэробной коррозии стальных ИББ наличие Fe^{3+} приводит к образованию гётита (α-FeOOH) и лепидокрокита (в присутствии кремнекислоты) (γ-FeOOH) При их перекристаллизации могут образовываться магемит (γ-Fe_2O_3) или гематит (α-Fe_2O_3). Среди возможных продуктов

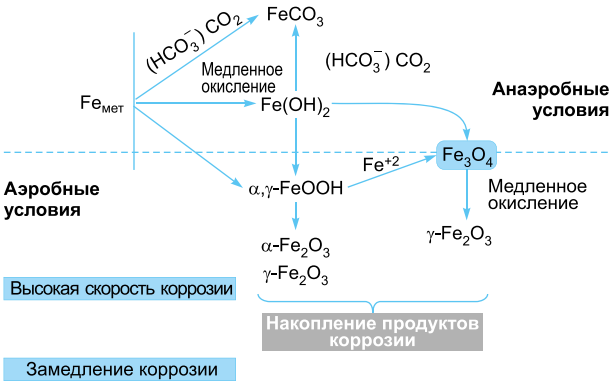

Рис. 2. Схема образования и переходов продуктов коррозии углеродистой стали в различных средах (на основе [9] с модификацией)

коррозии также выделяется магнетит (Fe_3O_4), который может формироваться непосредственно при окислении растворенного Fe^{+2}, а также в результате восстановления уже окисленных форм железа и по классическому пути аэробной коррозии через промежуточное образование гидроксида $Fe(OH)_2$ с его последующим превращением в магнетит в ходе реакции Шикорра, а также в ходе реакций окисления ионов двухвалентного железа. Наглядно пути трансформации продуктов деградации стали в зависимости от среды (анаэробной, аэробной, карбонатной) и их эволюция во времени представлены на рис. 2 [9]. Отметим, что образующиеся продукты коррозии обладают молекулярным объемом, значительно превышающим объем исходного металла [10]. В процессе коррозии на поверхности УС происходит накопление ее продуктов, при этом на ней формируется больший градиент концентрации, и диффузия становится основным фактором, контролирующим процесс коррозии. Скорость дальнейшей деградации существенно зависит от состава и структуры образовавшегося коррозионного слоя. Считается, что карбонатные фазы (например, сидерит) образуют более плотные и защитные слои по сравнению с относительно рыхлыми осадками магнетита (Fe_3O_4), что также может замедлять процесс [11]. Точечная или щелевая коррозия будет ограничена относительно коротким ранним теплым аэробным периодом, который может длиться до нескольких лет, как будет рассмотрено ниже. Для количественной оценки локальной коррозии используется параметр — «фактор питтинговой коррозии», который определяется как отношение максимальной глубины питтинга (точечной коррозии) к средней глубине поражения. Анализ экспериментальных и натурных данных [12] показывает следующую зависимость: фактор питтинговой коррозии уменьшается с

увеличением общей глубины деградации. Для небольших глубин (доли миллиметра) его величина составляет около 10, а при значении более 10 мм он стремится к 1, то есть коррозия становится практически равномерной. Согласно [13], для аэробных условий фактор питтинговой коррозии принимается равным 10, при этом для анаэробных условий развитие локальной коррозии для УС не рассматривается [13]. Стоит отдельно отметить, что риск ее возникновения крайне мал [14]. Также нужно подчеркнуть, что питтинговая коррозия не наблюдалась при дозовых нагрузках менее 1 Гр/ч [15], [16]. Однако необходимо указать на влияние бактерий на ее развитие. Так, в работе [17] исследовалась анаэробная коррозия УС, инициированная хлоридами и сульфатредуцирующими бактериями (СРБ) *Desulfovibrio vulgaris*, при этом установлено, что СРБ вызывают формирование глубоких кластеров питтингов с бóльшими значениями максимальной глубины в среднем в 1,5 раза.

Для ВАО радиолиз воды, содержащейся в материале буферного слоя, может приводить к накоплению в зоне контакта продуктов радиолиза — водорода и кислорода. Данный процесс неблагоприятен со следующих точек зрения: может возникать водородное охрупчивание стали, а также создаваться дифференцированно аэрируемые ячейки.

Отметим, что ускорение коррозии в ходе облучения достигалось при нереальных для ПГЗРО радиационных нагрузках (1—1,5 кГр/ч [18], 2,6 кГр/ч [19], 0,46—4 гГр/ч [20]). Увеличение ее скорости за счет радиолиза в считалось незначительным вследствие невысокой мощности дозы на внешней поверхности контейнера (3 Гр/ч). В исследовании [20] отмечено, что ускорение коррозии УС в анаэробных условиях под действием дозы 11 Гр/ч становится пренебрежимым после 7 000 часов, однако при дозе 300 Гр/ч оно сохраняется.

Продуцируемый радиолитический кислород на внешней границе может расходоваться на окисление входящих в состав буферного материала легко окисляемых минеральных фаз, например, являющихся естественными составляющими БГМ сульфидов железа — пирита и марказита (FeS_2), которые таким образом могут служить поглотителями кислорода. В [22] указано, что водородная коррозия происходит при больших температурах, чем прогнозируется для условий ПГЗРО — выше 200 °С, при этом уход водорода в ходе диффузии в окружающую среду способен минимизировать этот фактор.

Сам по себе БГМ может служить источником микроорганизмов, способных вызвать микробиологически индуцированную коррозию (МИК) [23]. В [24] отмечается, что в образцах бентонитовых и каолиновых глин были обнаружены микроорганизмы, способные образовывать сероводород и трансформировать основные и примесные глинистые минералы.

МИК разделяется на химическую (ХМИК), протекающую за счет метаболитов, и электрическую (ЭМИК), с переносом электронов от металла к бактериям, требующую формирования биопленки [25]. СРБ являются основными коррозионными агентами, они восстанавливают сульфат-ион до сульфид-иона. При этом последние реагируют с железом, что приводит к формированию слоя сульфида железа на поверхности УС, пассивирующего поверхность металла, и препятствует генерации водорода. В ходе ЭМИК железо служит донором электронов для сульфатредукции, при этом образуются ионы Fe^{+2}, взаимодействующие с сульфид-ионами с формированием макинавита и карбонат-ионов, что сопровождается генерацией сидерита. Формирование биопленок в БГМ затруднено, вследствие чего доминирует ХМИК. Согласно [26], в системах с уплотненным бентонитовым глинистым материалом значимого микробного влияния на коррозию не обнаружено. Подавление СРБ в бентоните обеспечивается низкой активностью воды и высоким давлением набухания при плотности не менее 1 500—1 600 кг/м^3 [27], [28], [29]. При меньшей плотности возможно выживание микроорганизмов и споруляция. При этом известно, что, с одной стороны, бентонит беден доступным органическим углеродом, однако с другой — возможна автотрофная сульфатредукция в процессе восстановления образующегося при коррозии водорода и радиолизного водорода. Вопрос о долгосрочном росте СРБ после истощения доступного газообразного кислорода требует дальнейших экспериментов. Таким образом, микробиологический вклад в коррозию контейнеров в БГМ с достаточной для бактериостатики плотностью ожидается незначительным.

Отметим, что микроорганизмы весьма устойчивы к действию ионизирующего излучения. Так, при его продолжительном воздействии с мощностью дозы до 126 Гр/ч многие из них выживают, однако кратковременное облучение дозой более 70 кГр убивает большинство микроорганизмов [30]. Согласно [31], в бентоните при мощности дозы 13 Гр/ч и суммарной дозе ~ 20 кГр отмечено снижение биомассы, но не видового разнообразия. Таким образом, влияние радиационного облучения на скорость коррозии для реальных условий ПГЗРО можно рассматривать как малосущественное.

Следует рассмотреть вопрос коррозии в контакте с атмосферой. Скорости коррозии УС при контакте с атмосферой колеблются в широких пределах, от нуля до примерно 30—300 мкм/год (согласно [32]), на открытых емкостях или емкостях с поврежденным лакокрасочным покрытием, в соответствии с данными мониторинга деградации на складах). ГОСТ 9.107–2023 «Единая система защиты от коррозии и старения. Коррозионная агрессивность атмосферы. Основные положения» [33] в зависимости от условий определяет категорию коррозионной агрессивности. Максимальная глубина проникновения коррозии для УС в атмосферах сред различного типа за первый год варьирует от 1,3 до 26 мкм. В работе [35] получены данные по измерению скорости мгновенной коррозии конструкционных сталей и сварных соединений в тонких пленках электролитов. Отмечается ее уменьшение с ростом температуры (так, в условиях без конденсации влаги на поверхности металла скорость коррозии при температуре 24 °С равнялась 1,4 мкм/год, при 50 °С — 0,23 мкм/год и при 70 °С — $8 \cdot 10^{-3}$ мкм/год). Обычно скорость коррозии в первый год всегда больше скорости коррозии за второй и последующие годы [36]. Поэтому в качестве консервативного допущения можно принимать скорость коррозии за первый год как постоянную на срок аэробного режима.

Факторы, влияющие на скорость протекания коррозионных процессов в условиях ПГЗРО

Скорость коррозии УС в ПГЗРО зависит от нескольких факторов, таких как температура, pH и химический состав жидкой (вод, контактирующих с поверхностью контейнера) и газовой фаз, а также ионизирующее излучение, состав контактирующих материалов инженерных барьеров безопасности (ИББ).

Природа изменений окружающей среды. Понимание эволюции окружающей среды вокруг контейнера в ПГЗРО в течение длительных периодов времени необходимо для надежного анализа деградации его материалов. На коррозионное поведение упаковки воздействуют прежде всего изменения свойств среды в ПГЗРО, определяемые эволюцией его химического окружения после закрытия, составов самого СИБ и подземных вод массива. Важными факторами, влияющими на коррозию контейнера, являются [9]:

- температура;
- состав и свойства буферного материала;
- количество доступного $O_{2(г)}$;
- состав воды, контактирующей с упаковкой (а также его изменение во времени);
- величина полей γ- (и нейтронного) излучения на внешней поверхности контейнера и количество образующихся окисляющих (и восстанавливающих) продуктов радиолиза;
- время насыщения ПГЗРО подземными водами после закрытия;
- массоперенос ионов к контейнеру и продуктов коррозии от него, который в значительной степени определяется природой барьеров;
- возможность микробной активности на поверхности упаковки и вдали от нее;
- величина остаточных и приложенных напряжений.

Концептуально можно выделить следующие фазы изменения условий протекания коррозионных процессов на поверхности контейнера в ПГЗРО (по температуре, относительной влажности, присутствию кислорода) от момента размещения до тысячи лет ([37] для конкретного случая концепции Nagra):

- фаза 0 — операционный период: сухая фаза (аэробные и сухие условия);
- фаза 1 — начальный период: сухая фаза (аэробные и сухие условия сменяются анаэробными условиями за счет прекращения поступления кислорода с поверхности, но остаются еще сухими за счет теплового воздействия упаковок ВАО);
- фаза 2 — высыхание буферных материалов: анаэробная ненасыщенная фаза;
- фаза 3 — водонасыщение: переход от анаэробных ненасыщенных водой условий к полному насыщению СИБ подземными водами (анаэробные условия);
- фаза 4 — водонасыщенные материалы СИБ долгосрочная холодная анаэробная фаза (анаэробные и полностью водонасыщенные условия, при этом наибольшая неопределенность, пожалуй, будет наблюдаться при определении времени насыщения).

Установление анаэробных условий после начального аэробного периода является ключевым фактором. Роль «сухого» периода, предшествующего водонасыщению, и переходного периода в этом процессе (потенциально коррозионного) также следует учитывать. После закрытия объекта нагрев и осушение бентонитового барьера в течение тепловой фазы ПГЗРО заканчивается, затем происходит водонасыщение БГМ, что приводит к набуханию и развитию механических напряжений контейнера. Вариации расположения частей ПГЗРО могут повлиять на этот процесс. Ориентировочная диаграмма изменений условий протекания коррозионных процессов в ПГЗРО приведена на рис. 3.

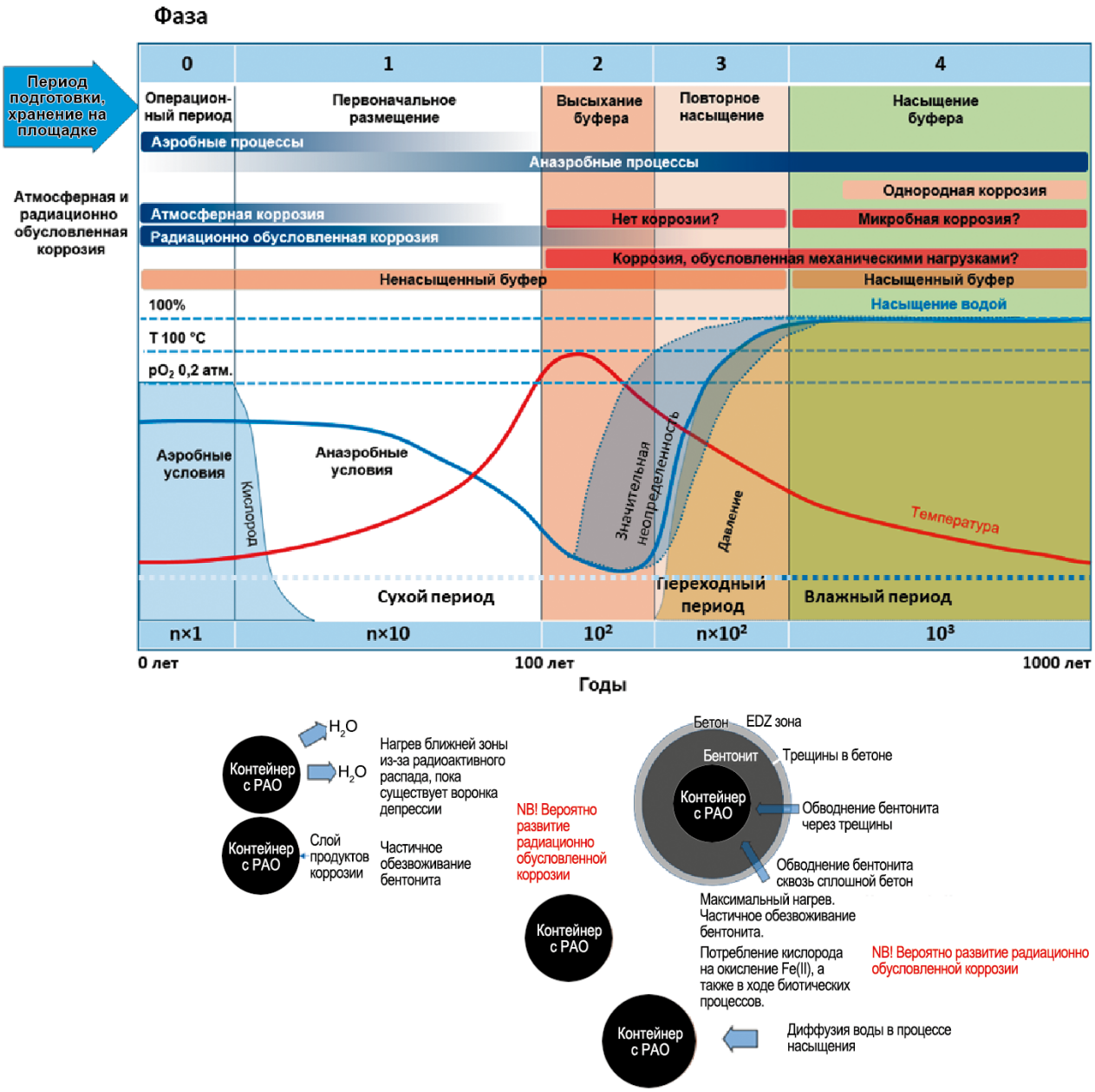

Рис. 3. Диаграмма процессов в зоне ПГЗРО

В работе [37] указано, что окислительно-восстановительные условия ПГЗРО будут определяться количеством газообразного $O_{2(г)}$, попавшего в него до закрытия, и радиолизом поровой воды. Он будет расходоваться в ходе процессов, особенно при аэробной микробиологической активности и окислении минералов в БГМ и вмещающих породах. Степень насыщения кислородом ПГЗРО определяет, когда и как будет происходить коррозия. Первоначально поверхность контейнера может оставаться сухой, что препятствует его коррозии. По мере охлаждения системы и водонасыщения БГМ, она становится влажной и водная коррозия становится возможной.

Скорость восстановления водонасыщения определяется прежде всего проницаемостью вмещающей породы и ее исходной влажностью.

Время полного насыщения ПГЗРО оценивается в диапазоне 100–1 000 лет, согласно [11]. Однако же, согласно оценкам с использованием моделей многофазных потоковых процессов, оно происходит за 3—4 года в проницаемой, полностью насыщенной вмещающей породе [38].

В начальный период нагрева водяной пар с поверхности контейнера мигрирует вглубь барьера, частично конденсируется и возвращается к зоне пониженного водонасыщения. Это может привести к полному осушению поверхности, при этом растворенные хлориды и сульфаты концентрируются вблизи горячей зоны, создавая условия для ускоренной локальной коррозии, так как с ростом концентрации хлорид-иона увеличивается скорость аэробной коррозии стали [39].

До полного насыщения бентонитового материала процесс активизируется под действием ионизирующего излучения и тепла, но по мере обводнения на металле формируются защитные пленки продуктов коррозии, замедляющие процесс.

Электрохимическая коррозия возможна лишь при наличии адсорбированного водяного слоя. Ниже критического порога влажности она не инициируется, однако прерывистая пленка способна вызывать локальные гальванические элементы и избирательные повреждения. При нагреве буфера из БГМ вода мигрирует из частично насыщенных блоков, прилегающих к контейнеру, в дальние зоны. В результате бентонит вблизи контейнера не набухает, тогда как периферийные участки испытывают увеличивающееся давление. Сухие условия сохраняются до тех пор, пока остывание контейнера и рост влажности БГМ не приведут к превышению критической относительной влажности. После этого на поверхности металла образуется тонкий слой электролита и коррозия становится возможной. Последующее насыщение подземными водами инициирует набухание бентонита, которое начинается от стенок выработки и постепенно распространяется к центру.

Данный процесс продолжается в течение фазы 3. На долгосрочной анаэробной стадии (фаза 4) БГМ полностью насыщается водой, происходит дальнейшее накопление оксигидроксидного слоя, сформировавшегося на поверхности контейнера. После достижения полного насыщения давление поровой воды в БГМ возрастает, что приводит к восстановлению гидростатического напора. Выравнивание химического состава поровой воды и вмещающей породы происходит на протяжении более длительного периода.

Окислительно-восстановительные условия выступают важнейшим фактором, определяющим как коррозионные процессы, так и миграцию радионуклидов в ближней зоне. Ключевыми участниками таких реакций являются соединения, содержащие углерод, железо, марганец, серу и азот. Следовательно, для прогнозирования редокс-режима необходимо знание кинетики и реакционной способности этих компонентов.

В условиях ПГЗРО окислительно-восстановительная обстановка будет определяться прежде всего количеством кислорода, имеющегося в материалах ИББ. К числу процессов, способных оказать наиболее значительное влияние на краткосрочную и долгосрочную эволюцию редокс-условий хранилища, относятся коррозия металлов, деградация органических веществ и микробиологическая активность.

Установление анаэробных условий после начального аэробного периода является ключевым параметром для оценки условий коррозионных процессов. Помимо захваченного в порах газообразного кислорода, радиолиз влажного воздуха или воды также приводит к образованию окислительных форм, таких как H_2O_2, что должно вызывать увеличение общей скорости коррозии [40]. Однако в работе [41] отмечается, что влияние радиолиза воды на коррозию может быть значительно ослаблено в отсутствие кислорода. Также тот факт, что воздействие ионизирующего излучения на скорость коррозии наблюдается при нереалистичных для ПГЗРО высоких дозах, причем в дальнейшем она снижается, это указывает на то, что данный фактор мало влияет на темп коррозии при реальных радиационных нагрузках.

Газообразный кислород может потребляться в ходе коррозии контейнера и стальной сетки крепи бетона, стабилизирующего стенку выработки, окисления сорбированного двухвалентного железа и железистых минералов в БГМ или в ходе микробной активности в нем [42]. Условия коррозии в течение фазы 1 способствуют равномерному окислению с образованием оксида трехвалентного железа. Окисление сульфидов в буферных материалах может способствовать потреблению кислорода и приводить к возникновению сульфата и тиосульфата.

Предполагается, что весь кислород потребляется во время первой фазы. В работах [33], [43] предложили рассеивание газообразного кислорода в буферном материале в процессе диффузии в окружающую породу, а также потребление в ходе окисления его минеральных фаз. Срок истощения фонда газообразного кислорода в литературе варьирует в широком диапазоне и рассматривается в зависимости от путей потребления: биотического или химического. Так, в [42] рассчитано, что период поглощения кислорода микроорганизмами составляет от 9 дней до 4 лет. В [45], [46] срок истощения оценивался в несколько десятилетий. В [44] прогнозируется, что аэробные условия прекратятся в буфере через время от 7 до 290 лет, в зависимости от принятой удельной площади поверхности пирита. Согласно [47], диапазон истощения фонда газообразного кислорода варьирует от 50 до 300 лет в зависимости от типа восстанавливающего минерала. В соответствии с [48], в отсутствие потребления кислорода в буфере аэробные условия могут сохраняться более 5 000 лет. Отметим, что недавние полевые исследования указывают

на более короткие периоды: от нескольких недель до нескольких месяцев [49]. Таким образом, хотя точный уровень потребления кислорода еще следует определить для ПГЗРО на участке «Енисейский», запас свободного кислорода будет истощен, по всей видимости, в первые годы после его закрытия. Конечно, это потребление кислорода может быть в некоторой степени компенсировано радиолитическим образованием окислителей в результате взаимодействия γ-излучения с водой, особенно в случае тонкостенных контейнеров, что должно учитываться в будущих оценках.

Следовательно, в течение второй фазы в ПГЗРО может происходить преимущественно анаэробная коррозия, если влага начнет конденсироваться на поверхности контейнера.

Рассмотрим вопрос изменения состава раствора контактирующей поровой воды с БГМ. В ранние неизотермические и ненасыщенные периоды термические и гидравлические градиенты влияют на свойства и эксплуатационные характеристики БГМ. Поровые воды бентонита могут изменяться со временем при следующих процессах:

- фаза осушения во время нагрева;
- взаимодействие с подземными водами, попавшими сквозь бетонную крепь и при водонасыщении БГМ;
- взаимодействие между БГМ и другими элементами СИБ;
- взаимодействие с различными газами, продуцируемыми и потребляемыми в системе, в результате растворения/осаждения минералов, микробиологических и коррозионных процессов.

Прогнозирование долговременного поведения БГМ не входит в задачу настоящего исследования, однако такие работы широко ведутся в мировом научном сообществе. Большинство описанных в литературе экспериментов с бентонитовыми барьерами было проведено в лабораторных условиях для изучения химической эволюции поровой воды и изменений ее свойств.

После закрытия ПГЗРО постепенное насыщение БГМ может привести к некоторому перераспределению воды и осажденных солей в течение первой фазы. Также может происходить осаждение солей вблизи поверхности контейнера, чему способствует частичное осушение при нагреве бентонита [36]. Прогрессивное водонасыщение способно вызвать их повторное растворение, что создаст локальный градиент концентрации, а поровая вода БГМ постепенно заместится поступающими трещинно-жильными водами. В течение фазы 3 богатые окисью железа продукты коррозии, образовавшиеся в предыдущие периоды, могут восстанавливаться [50]. Уравновешивание поровой воды БГМ с водой в окружающей вмещающей породе продолжится до тех пор, пока не будет достигнуто стационарное состояние. Прогнозирование обводнения бентонита на этой стадии представляет собой комплексную задачу с высокой степенью неопределенности.

В различных испытаниях было замечено, что наиболее важным параметром для химического состава поровой воды является структура и свойства БГМ, независимо от химического состава вод среды размещения [51]. Минерализация вод бентонитов лежит в широких пределах (концентрация хлорид-иона варьирует для разных БГМ от 0,5 до 446 ммоль/л, натрия — от 11 до 552 ммоль/л, содержание кальция для разных бентонитов находится также в широких пределах — от долей ммоль/л до 14,3 ммоль/л [52]. Причем в ходе обводнения состав контактирующих с контейнерами вод бентонита будет меняться из-за постепенного диффузионного замещения водами кристаллического массива, процессов высушивания, водонасыщения и нагрева. Согласно работе [53], *Eh* бентонита составляет –373 мВ, с другой стороны, те же авторы, но уже в статье [54], отмечают, что его уровень находится в пределах от –183 до –366 мВ.

Железобетонные конструкции, наносимые по всей площади выработки, необходимы для поддержания устойчивости и сохранения целостности ее контура. Просачивающаяся через эти конструкции подземные воды будут подщелачиваться, однако щелочной фронт не будет доходить до зоны коррозии контейнера из-за буферных свойств БГМ.

Влияние состава и микроструктуры материалов сталей. УС склонна к прогнозируемой равномерной коррозии. Отметим, что скорости ее коррозии и альтернативного ей чугуна сравнимы, хотя последний из-за графитовых включений может давать локальные каверны [55], а состав (кроме Cr и Mo) слабо влияет на поведение под облучением [15]. Для него опасно водородное охрупчивание: атомарный водород проникает и накапливается на границе матрица—графит, вызывая микротрещины. Отметим схожесть продуктов коррозии на поверхности корродировавших в контакте с БГМ чугуна и УС, которое указано в работе [56]. Исследуемые образцы исследовались после долгосрочных анаэробных испытаний на коррозию УС или чугуна в уплотненном бентоните (Volclay MX-80) в контакте с искусственной грунтовой водой при 30 °C и 50 °C. Продукты коррозии на их

поверхности состояли из неоднородной смеси магнетита, гематита и гетита, причем преобладающей формой был магнетит, однако при этом не обнаружено новосозданных богатых железом глинистых минералов и не были идентифицированы какие-либо продукты коррозии в бентонитовой матрице.

В реальных барьерах с высокой плотностью БГМ и относительно низкой температурой (≤ 80 °С) продуцируемые ионы железа будут преимущественно сорбироваться или осаждаться в виде оксидов, практически не изменяя минеральный состав глины. Это приведет к увеличению сорбционной активности по отношению к ряду радионуклидов, особенно трансурановых элементов (за счет оксигидроксидов железа), и некоторому снижению набухания в зоне коррозии за счет цементации, но без глубокой трансформации смектита.

Таким образом, свойства УС достаточно изучены, что позволяет адекватно моделировать ее эволюцию в длительных временных масштабах и подтверждать долговременную работоспособность. Следует указать, что значимость факторов, способствующих коррозии стенок контейнера из УС, будет зависить от условий среды, в которой будет пребывать контейнер в период с момента его изготовления до истечения 1 000 лет в условиях ПГЗРО. При прогнозировании скорости коррозии контейнера в условиях захоронения в период 1 000 лет и более, принимаются соответствующие прогнозным сценарные условия. Поэтому оптимальным представляется установление определенной скорости коррозии для каждой фазы изменения условий протекания коррозионных процессов внутри ПГЗРО.

Расчетный прогноз глубины коррозионного повреждения контейнера из УС в условиях ПГЗРО за срок 1000 лет

Ожидается, что при базовом сценарии эволюции захоронения процессы коррозии УС в условиях ПГЗРО будут протекать более-менее равномерно. Развитие глубины коррозии можно оценить на основе объектовых мониторинговых наблюдений, в случае наличия данных. На основе средних величин можно расчетными методами определить срок службы контейнера из УС. Эмпирические модели равномерной коррозии обычно основаны на экстраполяции экспериментальных значений скорости коррозии, измеренных за периоды от нескольких месяцев до 15—20 лет [57]. Применение стадийного (ступенчатого) подхода к скоростям коррозии для каждой стадии является оптимальным, согласно этому принципу, глубина коррозионного повреждения в разных условиях для разных фаз жизни на срок 1000 лет оценивается по следующей зависимости:

$$\int R_{\text{усл.}}\,\mathrm{d}t = l_{\text{кор.}},$$

$$l_{\text{кор.}} = t_{\text{аэр.}}^{\text{необв.б.}} \cdot R_{\text{аэр.}}^{\text{необв.б.}} + t_{\text{анаэр.}}^{\text{необв.б.}} \cdot R_{\text{анаэр.}}^{\text{необв.б.}} + \quad (1)$$

$$+ t_{\text{анаэр.н.п.}}^{\text{обв.б.}} \cdot R_{\text{анаэр.н.п.}}^{\text{обв.б.}} + t_{\text{анаэр.у.р.}}^{\text{обв.б.}} \cdot R_{\text{анаэр.у.р.}}^{\text{обв.б.}},$$

здесь:

$l_{\text{кор.}}$ — глубина коррозии за весь период, мкм;

$t_{\text{аэр.}}^{\text{необв.б.}}$ — продолжительность аэробной коррозии УС в контакте с необводненными БГМ, годы;

$R_{\text{аэр.}}^{\text{необв.б.}}$ — скорость аэробной коррозии УС в контакте с необводненными БГМ, мкм/год;

$t_{\text{анаэр.}}^{\text{необв.б.}}$ — продолжительность анаэробной коррозии УС в контакте с необводненными БГМ, годы;

$R_{\text{анаэр.}}^{\text{необв.б.}}$ — скорость анаэробной коррозии УС в контакте с необводненным БГМ, мкм/год;

$t_{\text{анаэр.н.п.}}^{\text{обв.б.}}$ — продолжительность анаэробной коррозии УС в контакте с обводненным БГМ, начальный период, годы;

$R_{\text{анаэр.н.п.}}^{\text{обв.б.}}$ — скорость анаэробной коррозии УС в контакте с обводненным БГМ, начальный период, мкм/год;

$t_{\text{анаэр.у.р.}}^{\text{обв.б.}}$ — продолжительность анаэробной коррозии УС в контакте с обводненным БГМ, устоявшийся режим, годы;

$R_{\text{анаэр.у.р.}}^{\text{обв.б.}}$ — скорость анаэробной коррозии УС в контакте с обводненными БГМ, устоявшийся режим, мкм/год.

Для оценки средних скоростей коррозии для стадий можно рассмотреть метод исторических аналогий. Анализ археологических материалов свидетельствует, что многие изделия из железа и углеродистой стали демонстрируют сохранность рабочих свойств и целостности на интервалах времени, исчисляемых сотнями и даже тысячами лет. Однако при переносе этих наблюдений на поведение современных УС и чугунов в составе СИБ следует проявлять разумную сдержанность. В силу отличий в химическом составе, методах изготовления и условиях среды исторические объекты могут служить не строгой количественной аналогией, а главным образом качественным ориентиром для определения основных коррозионных механизмов и их вектора. Информация, извлекаемая из изучения подобных аналогов, содержит практически значимые сведения о скоростях и характере разрушения металлических элементов СИБ. Диаграмма на рис. 4А иллюстрирует, как соотносятся между собой по времени и пространству результаты лабораторных испытаний, исследований в подземной лаборатории (ПИЛ) и наблюдений за природными и историческими аналогами [58].

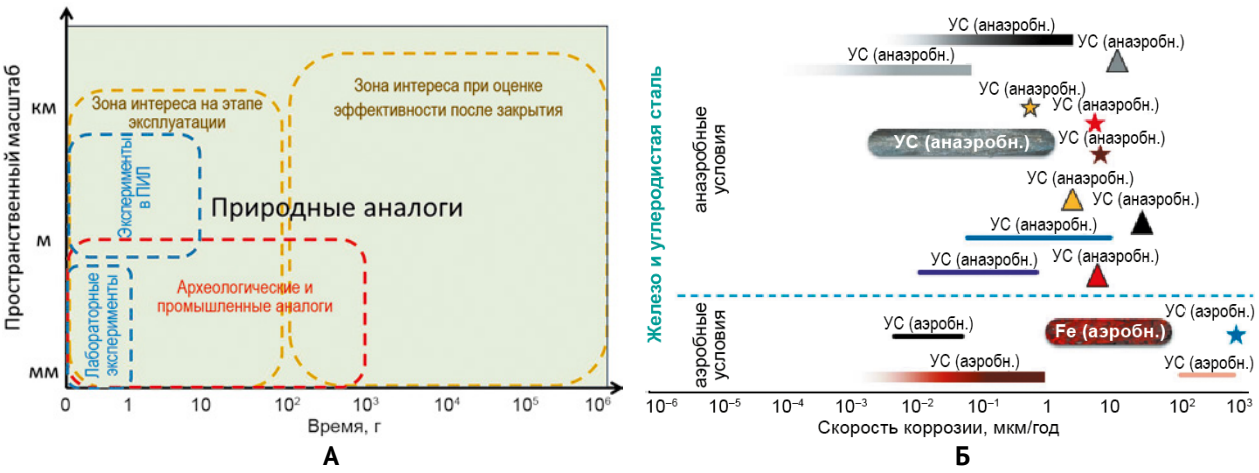

Рис. 4. А — пространственно-временной масштаб исследований эволюции барьерных материалов при оценке безопасности ПЗРО; Б — наглядное представление о скоростях коррозии материалов природных аналогов (мкм/год), приведенных в различных литературных источниках. В виде отрезков даны диапазоны значений [59]

Для железа характерны следующие интервалы скоростей деградации: в аэробных условиях — от 0,1 до 10^3 мкм/год (среднее — 50,3 мкм/год), в анаэробных — от $1{\cdot}10^{-8}$ до 8 мкм/год (среднее — 0,8 мкм/год). Для УС соответствующие диапазоны составляют: в аэробной среде — от $8{\cdot}10^{-3}$ до 100 мкм/год (среднее — 31,85 мкм/год), в анаэробной — от $1{\cdot}10^{-3}$ до 5 мкм/год (среднее — 0,95 мкм/год) [59], [60]. Визуализация скоростей коррозии материалов природных аналогов по данным из различных публикаций представлена на рис. 4Б.

Для оценки скорости коррозии УС для долгосрочного анаэробного периода рассмотрим модель учитывающую как термодинамику протекающих процессов (сорбции ионов, осаждения и растворения вторичных фаз железа, растворения газовых фаз, распределения форм в растворе), так и кинетику самого процесса растворения металла. Скорость коррозии УС в зависимости от свойств среды может быть оценена по уравнению площадной кинетики коррозии [61], [62]:

$$V_{\text{кор.}} = S \times f_{Cl^-} \times (k_{\text{ан.}} + k_{\text{аэроб.}} \times [\text{O}_2]) \times$$

$$\times \left(1 / (1 + \sum_i k_1 \times EQ_{i\text{ПК}})\right)^{k_2} \times e^{-\frac{E_A}{RT}} \times (1 - SR(\text{Fe}_{\text{met}})), \quad (2)$$

где $V_{\text{кор.}}$ — скорость коррозии углеродистой стали, моль/м^{2}с (экспериментальное исследование);

$k_{\text{аэроб.}}$ и $k_{\text{ан.}}$ — константы скорости реакции аэробной и анаэробной коррозии УС, соответственно, моль/м^{2}с (рассчитываются согласно экспериментам);

$[\text{O}_2]$ — концентрация растворенного кислорода, моль/л;

E_A — энергия активации, Дж/моль (рассчитывается согласно экспериментам);

R — универсальная газовая постоянная, Дж/мольК;

T — температура, К;

S — площадь контакта воды со сталью, м^2;

SR — отношение текущего произведения активностей ионов к константе, описывающей реакцию растворения железа;

f_{Cl^-} — функция влияния хлорид-иона на скорость коррозии, $1 + 2{,}7{\cdot}10^{-7}{\cdot}\text{C}(\text{Cl}^-)$;

$1/\left(1 + \sum_i k_1 \times EQ_{i\text{ПК}}\right)^{k_2}$ — член ингибирования вторичными продуктами коррозии, здесь k_1 и k_2 — рассчитываемые при калибровке модели коэффициенты для фаз двух- и трехвалентного железа;

$EQ_{i\text{ПК}}$ — количество i-го образовавшегося продукта коррозии, моль/л воды.

Этот подход к кинетическому моделированию площадной коррозии УС схож с предложенным в работе [65], в которой так же для описания скорости коррозии частиц металлического железа использована модель с учетом удаленности от равновесия, однако в ней не принято во внимание блокирование поверхности стали продуктами коррозии. Данный способ успешно использовался для моделирования скорости коррозии в [61], [62]. В работе [61] проводилось изучение коррозии УС в аэробных и анаэробных условиях. В публикации [64] представлены результаты исследование ее скорости в присутствии бентонита в растворе хлористого натрия с концентрацией 1 моль/л в присутствии компактированного бентонита МХ-80 в течение более 5 лет. Наблюдалось снижение скорости коррозии в ходе эксперимента до значения около 0,5 мкм/год через 5 лет. Общим для этих работ было наблюдаемое падение скорости коррозии со временем, а также падение при снижении температуры. Эти

данные были использованы для создания модели площадной коррозии УС в присутствии NaCl в работе [62].

ИБРАЭ РАН было проведено моделирование скорости коррозии УС в контакте с бентонитом, при этом учитывался диффузионный перенос воды и растворенных в ней компонентов в системе сталь-бентонит-бетон в контакте с подземными водами. Срок моделирования составлял 10 лет. Отметим, что коррозия в анаэробных условиях в ПГЗРО будет происходить через значительный промежуток времени после повреждения УС в начальном «сухом» периоде в аэробных условиях, затем будет продолжительный период анаэробных сухих условий, в рассмотренной модели же не учитывался фактор образования ингибирующего коррозию слоя продуктов коррозии. Также укажем, что с ростом глубины от поверхности, углекислый газ эффективнее растворяться в подземных водах, по этой причине в модели оценивалось влияние его парциального давления в зоне трещинного массива, а также значения коэффициентов диффузии в бентоните на скорость коррозии. Результаты моделирования приведены на рис. 5, 6. Во всех сценариях финальные скорости коррозии УС сходятся в районе ≈ 0,28 мкм/год (что близко к скорости коррозии УС в контакте с БГМ в анаэробных условиях в [64]). Консервативно это значение можно принять для долгосрочного анаэробного насыщенного периода прогнозирования для условий ПГЗРО.

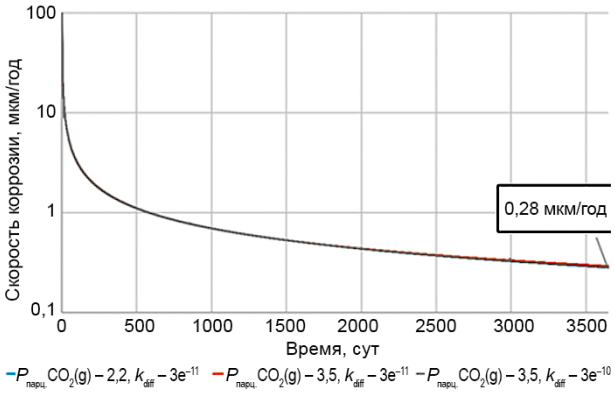

Рис.5. Результаты расчета скорости коррозии УС в контакте с бентонитом при разных значениях парциального давления углекислого газа при T = 57,5 °C

В схеме расчетов также оценивалось замедление коррозии со временем, консервативно эти периоды затухания принимались в 5 лет, скорость коррозии оставалась высокой за весь период этого времени. Также, как уже говорилось выше, скорости атмосферной коррозии с ростом температуры значительно падают (согласно [35], скорости аэробной коррозии без образования

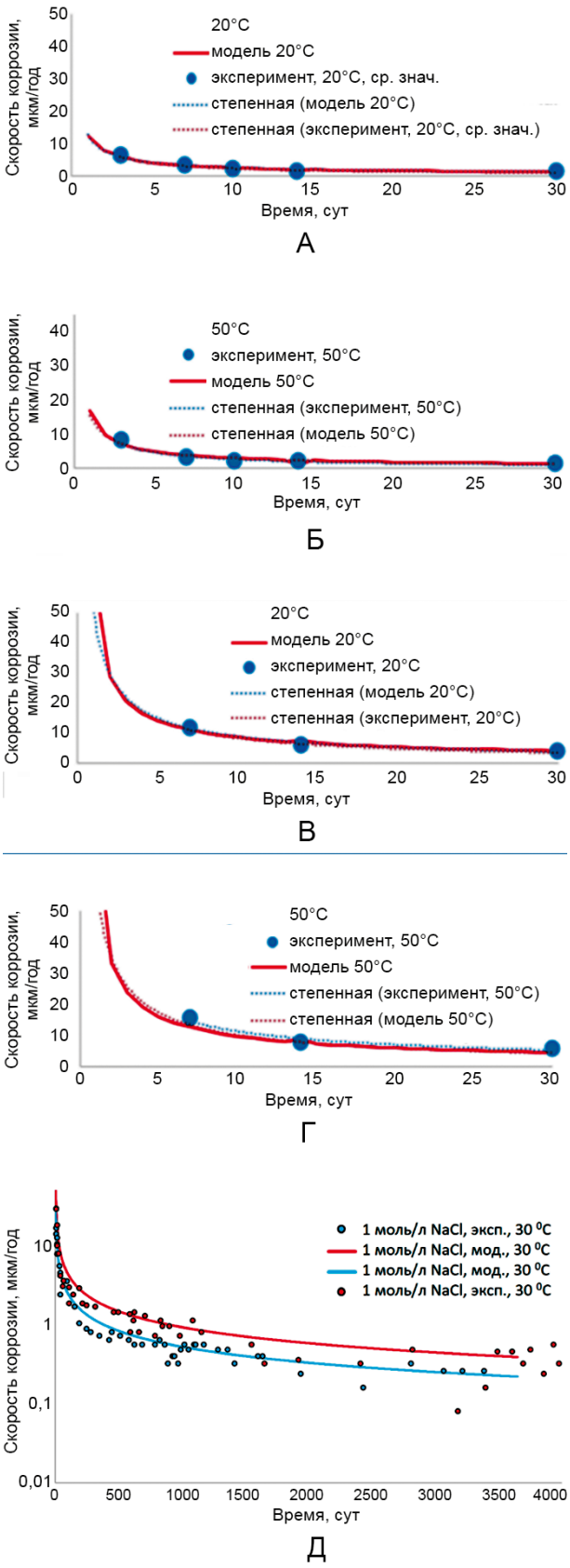

Рис. 6. Сопоставление модельных и расчетных данных скорости коррозии в стерильных условиях. А — анаэробные условия, 20 °C; Б — анаэробные условия, 50 °C; В — аэробные условия, 20 °C; Г — аэробные условия, 50 °C [62]; Д — Сравнение значений скорости коррозии, полученных в эксперименте и рассчитанных на основании разработанной модели, эксперимент в [64]

пленок с ростом температуры от 24 до 75 °С падают от 1,3 мкм/год до $7 \cdot 10^{-3}$ мкм/год), в модельном же подходе первые 5 лет остаются на одном и том же высоком уровне, затем для оптимистических сценариев и для реалистического сценария скорости атмосферной коррозии после исчерпания кислорода оставались на нулевом уровне.

Прогнозные оценки глубины коррозии УС контейнеров в долгосрочной перспективе (1 000 лет и более) проведены по формуле (1) для различных значений скорости коррозии УС в условиях ПГЗРО, полученных по результатам модельных расчетов и лабораторных экспериментов [61]:

1 — скорость коррозии 0,28 мкм/год, полученная в ходе проведенного моделирования;

2 — скорость коррозии 0,5 мкм/год (увеличение глубины коррозии за счет потенциальной неоднородности),

3 — скорость коррозии в контакте с осушенным БГМ в анаэробный период консервативно увеличена до 1 мкм/год, что коррелирует с историческими аналогиями (для УС средняя скорость коррозии в анаэробных условиях — 0,95 мкм/год) [61, 62];

4 — скорость коррозии 5 мкм/год (консервативное увеличение скорости коррозии за счет потенциального развития МИК, неоднородности коррозии);

5 — сверхконсервативное увеличение скоростей коррозии до 10 мкм/год.

Таблица 2. Результаты расчетов глубины коррозии стенки контейнера ВАО в условиях ПГЗРО

Фаза	Показатель	1	2	3	4	5
0–2, 100 лет	$t_{аэр.}^{необв.б.}$, годы	5	5	5	5	5
	$R_{аэр.}^{необв.б.}$, мкм/год	5	5	5	5	5
	$t_{анаэр.}^{необв.б.}$, годы	95	95	95	95	95
	$R_{анаэр.}^{необв.б.}$, мкм/год	0	0	0	1	1
3–4, 900 лет	$t_{анаэр.н.п.}^{обв.б.}$, годы	5	5	5	5	5
	$R_{анаэр.н.п.}^{обв.б.}$, мкм/год	10	10	10	10	10
	$t_{анаэр.у.р.}^{обв.б.}$, годы	895	895	895	895	895
	$R_{анаэр.у.р.}^{обв.б.}$, мкм/год	0,28	0,5	1	5	10
$l_{кор}$, мм		0,3	0,5	1,0	0,6	9,1

Результаты расчетов для разных прогнозируемых скоростей коррозии УС в условиях ПГЗРО представлены в таб. 2. Для наиболее благоприятного сценария потеря металла за 1 000 лет доходит до 0,3 мм. В консервативных же вариантах, при которых скорость коррозии для наиболее продолжительного, анаэробного периода, повышались вплоть до значений, превышающих в том числе полученные в экспериментальных исследованиях, глубина коррозии может достигать 9 мм.

Представленные в настоящей статье оценки являются расчетными, для последующего их применения в целях обоснования долговременной безопасности за счет сохранения целостности стенки контейнера на установленный нормативными документами период требуются результаты серии стендовых и в перспективе натурных исследований, которые в настоящее время находятся в активной фазе проработки. Принципиальные параметры скоростей протекания коррозионных процессов в ожидаемых условиях ПГЗРО ожидается получить по итогам стендового эксперимента, а затем и усовершенствование параметрического обеспечения модели коррозии, на основе этого будет проведена корректировка нашего понимания графика ожидаемых теоретических скоростей коррозии выбранных кандидатных материалов. Результаты стендовых коррозионных испытаний, которые будут проводиться в условиях интенсификации температурных, радиационных и химических процессов, позволят верифицировать расчетные оценки и в дальнейшем имплементировать их в обоснование выбора перспективного материала для изготовления контейнера, а также определения толщины его стенки с учетом «допуска на коррозию».

Также для работ по обоснованию конструкции контейнера, предназначенного для захоронения РАО и получению исходных данных для обосновывающих расчетных оценок его параметров на установленный нормативными документами сроки, перспективным направлением дополнительных или подкрепляющих исследований видится оценка:

- влияния радиолиза на скорость коррозии,
- микробиологической активности — аборигенных и привнесенных форм,
- изменений состава порового раствора вод и эволюций свойств бентонита на заключительных стадиях эволюции захоронения.

Заключение

На основе проведенного анализа изменений условий протекания коррозионных процессов в ПГЗРО и выполненных оценок их скорости и глубины можно сформулировать нижеследующие основные выводы.

Установлено, что эволюция условий в ПГЗРО носит стадийный характер. Вследствие этого и коррозия контейнера будет проходить с

разными скоростями, находящимися в зависимости от условий в ПГЗРО. В начальный период, после закрытия ПГЗРО (фаза активного тепловыделения и осушения бентонитового буфера), могут доминировать аэробные процессы. По мере исчерпания запаса свободного кислорода на первый план выходят анаэробные процессы.

Согласно выполненным прогнозным оценкам, средняя глубина коррозионного поражения углеродистой стали за нормативный срок изоляции в 1 000 лет в условиях ПГЗРО ожидается от 0,3 до 1 см для различных сценариев протекания процесса. Результаты оценки коррозионного повреждения являются определяющими при расчете целостности стенки металлического контейнера из материалов на основе углеродистой стали и чугуна. Они являются предварительным подтверждением принципиальной возможности использования этого материала в качестве материала контейнера для РАО класса 1 при условии заложения соответствующего коррозионного допуска, гарантирующего сохранение герметичности стенки на 1 000 лет.

Результаты данной работы являются одним из исходных условий проведения стендовых коррозионных испытаний на образцах перспективных материалов для изготовления контейнера, предназначенного для захоронения РАО класса 1 в недрах Енисейского участка. Комплексирование расчетных и прикладных исследовательских подходов позволяет провести обоснованную оценку герметичности металлического контейнера из УС в ожидаемых условиях ПГЗРО. Также результаты данной работы могут быть использованы и для оценки скоростей деградации металлических контейнеров и на других объектах захоронения РАО.

Литература

1. РБ 003-21. Оценка долговременной безопасности пунктов глубинного захоронения радиоактивных отходов.
2. НП-093-14. Федеральные нормы и правила в области использования атомной энергии. Критерии приемлемости радиоактивных отходов для захоронения.
3. Deliverable 15.2: Updated State-of-the-art of WP ConCorD, 2024 / European Joint Programme on Radioactive Waste Management (EURAD); Work Package 15 — CONtainer CORrosion under Disposal conditions (ConCorD); Horizon 2020 EC Grant Agreement No. 847593. — EURAD, 2024. 139 p.
4. *Abdelouas A., Alonso U., Bernier-Latmani R. et al.* Initial State-of-the-Art of WP ConCorD. Final version as of 17.08.2022 of deliverable D15.1 of the HORIZON 2020 project EURAD. EC Grant agreement no: 847593. EURAD, 2022.
5. *Блохин П. А., Богатов С. А., Григорук Д. Г., Дёмин А. В., Дробышевский Н. И., Казаков К. С., Кузнецов В. С.* Влияние мощности остаточного тепловыделения ВАО на плотность заполнения ПГЗРО // Радиоактивные отходы. 2025. № 3 (32). С. 86—95. DOI 10 .25283/2587-9707-2025-3-86-95.
6. Концепция создания подземной исследовательской лаборатории и пункта глубинного захоронения радиоактивных отходов. Утверждена приказом Госкорпорации «Росатом» № 1/2426-П от 02.12.2025.
7. *Дробышевский Н. И., Моисеенко Е. В., Бутов Р. А., Токарев Ю. Н.* Трехмерное численное моделирование теплового состояния пункта глубинного захоронения радиоактивных отходов в Нижнеканском массиве горных пород // Радиоактивные отходы. 2017. № 1. С. 64—73.
8. *King F. et al.* An update of the state-of-the-art report on the corrosion of copper under expected conditions in a deep geologic repository. № SKB-TR-10-67. — Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co., 2010.
9. *King F., Padovani C.* Review of the corrosion performance of selected canister materials for disposal of UK HLW and/or spent fuel // Corrosion Engineering, Science and Technology. 2011. Vol. 46. No. 2. Pp. 82—90.
10. *Liu T., Weyers R. W.* Modeling the dynamic corrosion process in chloride contaminated concrete structures // Cement and Concrete research. 1998. Vol. 28. No. 3. Pp. 365—379.
11. *Johnson L., King F.* The effect of the evolution of environmental conditions on the corrosion evolutionary path in a repository for spent fuel and high-level waste in Opalinus Clay // Journal of nuclear Materials. 2008. Vol. 379. No. 1—3. Pp. 9—15.
12. *Sanderson D., Gardner P., King F., Sarah Watson S.* The use of failure assessment diagrams to evaluate the durability of HLW and spent fuel waste containers. AMEC Report 17697/TR/05, RWM, May 2015. 244 p.
13. *Богатов С. А., Крючков Д. В.* Оценка минимальной толщины оболочки стального контейнера для захоронения РАО класса 1 в кристаллических породах с бентонитовым буфером : препринт ИБРАЭ № IBRAE-2020-04 — М. : ИБРАЭ РАН, 2020. 29 с.
14. *Reddy B. et al.* The anaerobic corrosion of candidate disposal canister materials in compacted bentonite exposed to natural granitic porewater containing native microbial populations // Materials and Corrosion. 2021. Vol. 72. No. 1—2. Pp. 361—382.
15. *Shoesmith D. W., King F.* The Effects of Gamma Radiation on the Corrosion of Candidate Materials for the Fabrication of Nuclear Waste Packages //

AECL-11999. Pinawa, Manitoba, Canada: Atomic Energy of Canada Limited, 1998.
16. *Marsh G. P. et al.* The influence of radiation on the corrosion of stainless steel // Corrosion science. 1986. Vol. 26. No. 11. Pp. 971—982.
17. *Chen Y. et al.* Quantitative comparison of anaerobic pitting patterns and damage risks by chloride versus Desulfovibrio vulgaris using a fast pitting-characterization method // International Biodeterioration & Biodegradation. 2016. Vol. 109. Pp. 119—131.
18. *Marsh G. P., Taylor K. J.* An assessment of carbon steel containers for radioactive waste disposal // Corrosion science. 1988. Vol. 28. No. 3. Pp. 289—320.
19. *Gray W. J.* Effects of radiation on the oxidation potential of salt brine // MRS Online Proceedings Library (OPL). 1987. Vol. 112. P. 405.
20. *Pusch R. et al.* MX 80 clay exposed to high temperatures and gamma radiation. No. SKB-TR-93-03. Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co., Stockholm (Sweden), 1992.
21. *Smart N. R., Rance A. P., Werme L. O.* The effect of radiation on the anaerobic corrosion of steel // Journal of nuclear materials. 2008. Vol. 379. No. 1—3. Pp. 97—104.
22. *Кац Н. Г., Стариков В. П., Парфенова С. Н.* Химическое сопротивление материалов и защита оборудования нефтегазопереработки от коррозии : учебное пособие. — М. : Машиностроение, 2011. 436 с.
23. *Abramova E. et al.* Biological factors affecting the evolution of safety barrier materials in the Yeniseisky deep geological repository // Engineering Geology. 2023. Vol. 312. P. 106931.
24. *Abramova E. et al.* Characteristics and rates of microbial processes in clays of different mineral and elemental composition in relation to safety prediction for ESB clay materials // Applied Sciences. 2022. Vol. 12. No. 4. P. 1843.
25. *Venzlaff H. et al.* Accelerated cathodic reaction in microbial corrosion of iron due to direct electron uptake by sulfate-reducing bacteria // Corrosion Science. 2013. Vol. 66. Pp. 88—96.
26. *Smart N. R., Reddy B., Rance A. P., Nixon D. J., Frutschi M., Bernier-Latmani R. et al.* The anaerobic corrosion of carbon steel in compacted bentonite exposed to natural Opalinus Clay porewater containing native microbial populations // Corros. Eng. Sci. Technol. 2017. Vol. 52. No. 1. Pp. 101—112. DOI: 10.1080/1478422x.2017.1315233.
27. *Stroes-Gascoyne S., Hamon C. J., Maak P., Russell S.* The effects of the physical properties of highly compacted smectitic clay (bentonite) on the culturability of indigenous microorganisms // Appl. Clay Sci. 2010. Vol. 47. No. 1—2. Pp. 155—162. DOI: 10.1016/j.clay.2008.06.010.
28. *Pusch R.* Mobility and survival of sulphate-reducing bacteria in compacted and fully water saturated bentonite — microstructural aspects. SKB TR 99-30. Svensk Kärnbränslehantering AB, 1999.
29. *Pedersen K.* Microbial processes in radioactive waste disposal. SKB TR-00-04. Svensk Kärnbränslehantering AB, 2000.
30. *McNamara N. P. et al.* Effects of acute gamma irradiation on chemical, physical and biological properties of soils // Applied soil ecology. 2003. Vol. 24. No. 2. Pp. 117—132. DOI: 10.1016/s0929-1393(03)00073-8.
31. *Černá K., Bartak D. S.* State of art — attachment I to the Work report 2019, Project Limiting Factors for survivability and proliferation of microorganisms significant for corrosion of deep geological repository barrier systems (BioBen) Project number: TAČR TK02010169. 2019.
32. *Lykins M. L.* Review of Corrosion in 10- and 14-Ton Mild Steel Depleted UF6 Storage cylinders // Uranium Hexafluoride: Processing, Handling, Packaging, Transporting (Proc. 3rd Int. Conf. Paducah, KY, 1995). Northbrook, Institute of Nuclear Materials Management, 1995.
33. ГОСТ-9.107-2023. Единая система защиты от коррозии и старения. Коррозионная агрессивность атмосферы. Основные положения.
34. *Осадчук С. А. и др.* Разработка датчика для определения скорости коррозии сварных металлоконструкций в атмосферных условиях // Автоматическая сварка. 2011. № 7. С. 50—54.
35. *Yoo Y. R., Choi S. H., Kim Y. S.* Atmospheric Corrosion Behavior of Carbon Steel by the Outdoor Exposure Test for 10 Years in Korea // Corrosion Science and Technology. 2022. Vol. 21. No. 3. Pp. 184—199.
36. *Landolt D., Davenport A., Payer A., Shoesmith D.* A review of materials and corrosion issues regarding canisters for disposal of spent fuel and high-level waste in Opalinus clay. NAGRA Technical Report 09-02. 2009.
37. *King F., Hall D. S., Keech P. G.* Nature of the near-field environment in a deep geological repository and the implications for the corrosion behaviour of the container // Corrosion Engineering, Science and Technology. 2017. Vol. 52. No. 1_suppl. Pp. 25—30.
38. *Rutqvist J., Tsang C.-F.* Review of SKB´sWork on Coupled THM Processes Within SR-Can: external review contribution in support of SKI´s and SSI´s review of SRCan. SKI Report 2008:08. 2008.
39. *Brondel D. et al.* Corrosion in the oil industry // Oilfield Review. 1994. Vol. 6. No. 2. Pp. 4—18.
40. *Crusset D., Deydier V., Necib S., Gras J.-M., Combrade P., Feron D., Burger E.* Corrosion of Carbon Steel Components in the French High-Level Waste Programme: Evolution of Disposal Concept and Selection of Materials // Corros. Eng.

Sci. Technol. 2017. Vol. 52. No. 1. Pp. 17—24. DOI: 10.1080/1478422X.2017.1344416.
41. *Lapuerta S., Bererd N., Moncoffre N., Millard-Pinard N., Jaffrezic H., Crusset D., Feron D.* The Influence of Relative Humidity on Iron Corrosion under Proton Irradiation // J. Nucl. Mater. 2008. Vol. 375. Pp. 80—85. DOI: 10.1016/j.jnucmat.2007.10.011.
42. *Kotelnikova S., Pedersen K.* Distribution and activity of methanogens and homoacetogens in deep granitic aquifers at Aspo Hard Rock Laboratory, Sweden // FEMS Microbiology Ecology. 1998. Vol. 26. Issue 2. Pp. 121—134. DOI: 10.1016/S0168-6496(98) 00028-2.
43. *Wersin P., Curti E., Appelo C. A. J.* (2004). Modelling bentonite–water interactions at high solid/liquid ratios: swelling and diffuse double layer effects // Appl. Clay Sci. 2004. Vol. 26. Pp. 249—257. DOI: 10.1016/j.clay.2003.12.010.
44. *Wersin P., Alt-Epping P., Pekala M., Pitkanen P., Snellman M.* Modelling sulfide fluxes and Cu canister corrosion rates in the engineered barrier system of a spent fuel repository // Procedia earth and planetary science. 2017. Vol. 17. Pp. 722—725. DOI: 10.1016/j.proeps.2016.12.183.
45. *King F, Kolar M.* A numerical model for the corrosion of copper nuclear fuel waste containers // Mats. Res. Soc. Symp. Proc. 412, Materials Research Society, Pittsburgh, PA, 1996. Pp. 555—562.
46. *Wersin P, Spahiu K, Bruno J.* Time evolution of dissolved oxygen and redox conditions in a HLW repository. Swedish Nuclear Fuel Supply Company Report, SKB-T9406-02; 1994.
47. *Malmstrom M., Banwart S., Duro L., Wersin P., Bruno J.* Biotite and chlorite weathering at 25 degrees C: the dependence of pH and (bi)carbonate on weathering kinetics, dissolution stoichiometry, and solubility; and the relation to redox conditions in granitic aquifers. SKB Technical Report 95-0.1. Sweden, Stockholm, 1995.
48. *Grandia F., Domenech C., Arcos D., Duro L.* Assessment of the oxygen consumption in the backfill. Geochemical modelling in a saturated backfill. SKB Report, R-06-106. SKB Stockholm, 2006.
49. *Müller H. R. et al.* Implementation of the full-scale emplacement (FE) experiment at the Mont Terri rock laboratory // Mont Terri Rock Laboratory, 20 Years: Two Decades of Research and Experimentation on Claystones for Geological Disposal of Radioactive Waste. — Cham : Springer International Publishing, 2017. Pp. 289—308.
50. *Diomidis N., Johnson L. H.* Materials options and corrosion-related considerations in the design of spent fuel and high-level waste disposal canisters for a deep geological repository in opalinus clay // Jom. 2014. Vol. 66. No. 3. Pp. 461—470.
51. *Havlova V., Kiczka M., Mendoza M. A., Klajmon M., Wersin P., Pekala M., Jenni A., Hadi J., Samper J., Montenegro L., Mon A., Fabian M., Osan J., Dauzeres A., Jacques D.* Modelling of the steel-clay interface – approaches, first results and model refinements. In Final version as of 28 08 2020 of deliverable D2.6 of the HORIZON 2020 project EURAD. EC Grant agreement no: 847593. 2020.
52. *Curti E., Wersin P.* Assessment of porewater chemistry in the bentonite backfill for the Swiss SF/HLW repository. No. NTB-02-09. 2002.
53. *Muurinen A., Carlsson T.* Development of methods for on-line measurements of chemical conditions in compacted bentonite // Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C. 2007. Vol. 32. No. 1—7. Pp. 241—246.
54. *Muurinen A., Carlsson T.* Experiences of pH and Eh measurements in compacted MX-80 bentonite // Applied Clay Science. 2010. Vol. 47. No. 1—2. Pp. 23—27.
55. *Smart N. R., Blackwood D. J., Werme L.* The anaerobic corrosion of carbon steel and cast iron in artificial groundwaters. No. SKB-TR-01-22. 2001.
56. *Carlson L. et al.* Experimental studies of the interactions between anaerobically corroding iron and bentonite // Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C. 2007. Vol. 32. No. 1—7. Pp. 334—345.
57. *Hesketh J. et al.* Carbon steel corrosion in a bentonite buffer: A comparison between in situ exposure and lab based experiments //Materials and Corrosion. 2023. Т. 74. № 11—12. С. 1728—1745.
58. *Reijonen H. M., Alexander W. R., Norris S.* Resilience in knowledge management–the case of natural analogues in radioactive waste management // Process Safety and Environmental Protection. 2023. Vol. 180. Pp. 205—222.
59. *Болдырев К. А. и др.* Использование результатов изучения природных и исторических аналогов для оценки поведения материалов барьеров безопасности при обосновании безопасности захоронения радиоактивных отходов // Радиоактивные отходы. 2022. Vol. 20. No. 3. Pp. 72—96. DOI: 10.25283/2587-9707-2022-3-72-96.
60. *Соболев Д. А., Болдырев К. А.* Исследование природных и археологических аналогов для материалов ИББ // Радиоактивные отходы. 2024. № 2 (27). С. 108—117. DOI: 10.25283/2587-9707-2024-2-108-117.
61. *Болдырев К. А., Сафонов А. В., Абрамова Е. С., Гладких Н. А., Крючков Д. В.* Исследование коррозии углеродистой стали Ст3 в присутствии микроорганизмов, выделенных из подземных вод на участке «Енисейский» // Радиоактивные отходы. 2021. № 3 (16). С. 103—113. DOI: 10.25283/2587-9707-2021-3-103-113.
62. *Болдырев К. А.* Моделирование коррозии углеродистой стали с учетом различных факторов в применении к прогнозированию срока службы контейнеров // Радиоактивные отходы. 2023. № 1 (22). С. 45—57. DOI: 10.25283/2587-9707-2023-1-45-57.

63. *Velimirovic M. et al.* Effect of field site hydrogeochemical conditions on the corrosion of milled zerovalent iron particles and their dechlorination efficiency // Science of the Total Environment. 2018. Vol. 618. Pp. 1619—1627.

64. *Smart N. R. et al.* The anaerobic corrosion of carbon steel in saturated compacted bentonite in the Swiss repository concept // Corrosion Engineering, Science and Technology. 2017. Vol. 52. No. sup1. Pp. 113—126.

Информация об авторе

Болдырев Кирилл Александрович, кандидат технических наук, ведущий научный сотрудник, Институт проблем безопасного развития атомной энергетики РАН (115191, Москва, Большая Тульская ул., д. 52), e-mail: kaboldyrev@ibrae.ac.ru.

Библиографическое описание статьи

Болдырев К. А. Вопрос обоснования защитных свойств контейнера для РАО класса 1 в условиях ПГЗРО в Енисейском массиве // Радиоактивные отходы. 2026. № 3 (36). С. 71—90. DOI: 10.25283/2587-9707-2026-3-71-90.

ASSESSING THE PROTECTIVE PROPERTIES OF CONTAINERS FOR CLASS 1 RW UNDER DGR CONDITIONS INHERENT IN THE YENISEY ROCK MASSIF

Boldyrev K. A.

Nuclear Safety Institute of Russian Academy of Sciences, Moscow, Russia

Article received on July 26, 2026

Containers for the geological disposal of vitrified high-level waste are viewed as a component of an engineered safety barrier system designed to isolate the radionuclides. To predict container corrosion over long-term periods, in-depth understanding of material properties, manufacturing processes and corrosion mechanisms is required. The paper presents an integrated approach to the long-term assessment of carbon steels (CS) used to manufacture such radioactive waste (RW) disposal containers and their corrosion rates. Based on detailed data describing the processes occurring over the system's life-time, it evaluates the main processes and their influence on the corrosion rate of carbon steel proposed as a container material. The study shows that given the conditions expected in the DGR, the corrosion-induced degradation of a CS container would range from 0.5 mm to 9.2 mm over a period of 1,000 years.

Keywords: *DGR, RW container, carbon steel, corrosion rate, long-term forecasting, natural analogues, bentonite, microbiologically induced corrosion (MIC), mathematical modeling, radioactive waste.*

References

1. RB 003-21. *Otsenka dolgovremennoy bezopasnosti punktov glubinnogo zakhoroneniya radioaktivnykh otkhodov* [Long-Term Safety Assessment of Deep Repositories for Radioactive Waste].

2. NP-093-14. *Federal'nyye normy i pravila v oblasti ispol'zovaniya atomnoy energii. Kriterii priyemlemosti radioaktivnykh otkhodov dlya zakhoroneniya NP-093-14* [Federal Norms and Rules in the Field of Atomic Energy Use. Radioactive Waste Acceptance Criteria for Disposal].

3. Deliverable 15.2: Updated State-of-the-art of WP ConCorD, 2024 / European Joint Programme on Radioactive Waste Management (EURAD); Work Package 15 — CONtainer CORrosion under Disposal conditions (ConCorD); Horizon 2020 EC Grant Agreement No. 847593. — EURAD, 2024. 139 p.

4. Abdelouas A., Alonso U., Bernier-Latmani R. et al. Initial State-of-the-Art of WP ConCorD. Final version as of 17.08.2022 of deliverable D15.1 of the HORIZON 2020 project EURAD. EC Grant agreement no: 847593. EURAD, 2022.

5. Blokhin P. A., Bogatov S. A., Grigoruk D. G., Demin A. V., Drobyshevsky N. I., Kazakov K. S., Kuznetsov V. S. Vliyaniye moshchnosti ostatochnogo teplovydeleniya VAO na plotnost' zapolneniya PGZRO [Residual heat release from HLW and its

impact on the DGR's disposal density]. *Radioaktivnyye otkhody — Radioactive Waste,* 2025, no. 3 (32), pp. 86—95. DOI: 10.25283/2587-9707-2025-3-86-95.
6. *Kontseptsiya sozdaniya podzemnoy issledovatel'skoy laboratorii i punkta glubinnogo zakhoroneniya radioaktivnykh otkhodov* [Concept for the Development of an Underground Research Laboratory and a Deep Repository for Radioactive Waste]. Approved by Order of the State Corporation Rosatom No. 1/2426-P of December 2, 2025.
7. Drobyshevsky N. I., Moiseenko E. V., Butov R. A., Tokarev Yu. N. Trekhmernoye chislennoye modelirovaniye teplovogo sostoyaniya punkta glubinnogo zakhoroneniya radioaktivnykh otkhodov v Nizhnekanskom massive gornykh porod [Three-dimensional numerical modelling of the thermal state of the deep radioactive waste disposal facility in the Nizhnekansk granitoid massif]. *Radioaktivnyye otkhody — Radioactive Waste,* 2017, no. 1, pp. 64—73.
8. King F. et al. An update of the state-of-the-art report on the corrosion of copper under expected conditions in a deep geologic repository. No. SKB-TR-10-67. Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co., 2010.
9. King F., Padovani C. Review of the corrosion performance of selected canister materials for disposal of UK HLW and/or spent fuel. *Corrosion Engineering, Science and Technology,* 2011, vol. 46, no. 2, pp. 82—90.
10. Liu T., Weyers R. W. Modeling the dynamic corrosion process in chloride contaminated concrete structures. *Cement and Concrete research.,* 1998, vol. 28, no. 3, pp. 365—379.
11. Johnson L., King F. The effect of the evolution of environmental conditions on the corrosion evolutionary path in a repository for spent fuel and high-level waste in Opalinus Clay. *Journal of Nuclear Materials,* 2008, vol. 379, no. 1—3, pp. 9—15.
12. Sanderson D., Gardner P., King F., Sarah Watson S. The use of failure assessment diagrams to evaluate the durability of HLW and spent fuel waste containers. AMEC Report 17697/TR/05, RWM, May 2015. 244 p.
13. Bogatov S. A., Kryuchkov D. V. *Otsenka minimal'noy tolshchiny obolochki stal'nogo konteteynera dlya zakhoroneniya RAO klassa 1 v kristallicheskikh porodakh s bentonitovym buferom* [Estimated minimal thickness of the steel container shell designed for the disposal of Class 1 RW in crystalline rocks with a bentonite buffer]. Preprint IBRAE No. IBRAE-2020-04. Moscow, IBRAE RAS Publ., 2020. 29 p.
14. Reddy B. et al. The anaerobic corrosion of candidate disposal canister materials in compacted bentonite exposed to natural granitic porewater containing native microbial populations. *Materials and Corrosion,* 2021, vol. 72, no. 1—2, pp. 361—382.
15. Shoesmith D. W., King F. The Effects of Gamma Radiation on the Corrosion of Candidate Materials for the Fabrication of Nuclear Waste Packages. AECL-11999. Pinawa, Manitoba, Canada: Atomic Energy of Canada Limited, 1998.
16. Marsh G. P. et al. The influence of radiation on the corrosion of stainless steel. *Corrosion science,* 1986, vol. 26, no. 11, pp. 971—982.
17. Chen Y. et al. Quantitative comparison of anaerobic pitting patterns and damage risks by chloride versus Desulfovibrio vulgaris using a fast pitting-characterization method. *International Biodeterioration & Biodegradation,* 2016, vol. 109, pp. 119—131.
18. Marsh G. P., Taylor K. J. An assessment of carbon steel containers for radioactive waste disposal. *Corrosion science,* 1988, vol. 28, no. 3, pp. 289—320.
19. Gray W. J. Effects of radiation on the oxidation potential of salt brine. *MRS Online Proceedings Library (OPL),* 1987, vol. 112, p. 405.
20. Pusch R. et al. MX 80 clay exposed to high temperatures and gamma radiation. No. SKB-TR-93-03. Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co., Stockholm (Sweden), 1992.
21. Smart N. R., Rance A. P., Werme L. O. The effect of radiation on the anaerobic corrosion of steel. *Journal of nuclear materials,* 2008, vol. 379, no. 1—3, pp. 97—104.
22. Katz N. G., Starikov V. P., Parfenova S. N. *Khimicheskoye soprotivleniye materialov i zashchita oborudovaniya neftegazopererabotki ot korrozii: uchebnoye posobiye* [Chemical resistance of materials and protection of oil and gas processing equipment from corrosion: handbook]. Moscow, Mashinostroenie Publ., 2011. 436 p.
23. Abramova E. et al. Biological factors affecting the evolution of safety barrier materials in the Yeniseisky deep geological repository. *Engineering Geology,* 2023, vol. 312, p. 106931.
24. Abramova E. et al. Characteristics and rates of microbial processes in clays of different mineral and elemental composition in relation to safety prediction for ESB clay materials. *Applied Sciences,* 2022, vol. 12, no. 4, p. 1843.
25. Venzlaff H. et al. Accelerated cathodic reaction in microbial corrosion of iron due to direct electron uptake by sulfate-reducing bacteria. *Corrosion Science,* 2013, vol. 66, pp. 88—96.
26. Smart N. R., Reddy B., Rance A. P., Nixon D. J., Frutschi M., Bernier-Latmani R. et al. The anaerobic corrosion of carbon steel in compacted bentonite exposed to natural Opalinus Clay porewater containing native microbial populations. *Corros. Eng. Sci. Technol.,* 2017, vol. 52, no. 1, pp. 101—112. DOI: 10.1080/1478422x.2017.1315233.

27. Stroes-Gascoyne S., Hamon C. J., Maak P., Russell S. The effects of the physical properties of highly compacted smectitic clay (bentonite) on the culturability of indigenous microorganisms. *Appl. Clay Sci.,* 2010, vol. 47, no. 1—2, pp. 155—162. DOI: 10.1016/j.clay.2008.06.010.
28. Pusch R. Mobility and survival of sulphate-reducing bacteria in compacted and fully water saturated bentonite — microstructural aspects. SKB TR 99-30. Svensk Kärnbränslehantering AB, 1999.
29. Pedersen K. Microbial processes in radioactive waste disposal. SKB TR-00-04. Svensk Kärnbränslehantering AB, 2000.
30. McNamara N. P. et al. Effects of acute gamma irradiation on chemical, physical and biological properties of soils. *Applied soil ecology,* 2003, vol. 24, no. 2, pp. 117—132. DOI: 10.1016/s0929-1393(03)00073-8.
31. Černá K., Bartak D. S. State of art — attachment I to the Work report 2019, Project Limiting Factors for survivability and proliferation of microorganisms significant for corrosion of deep geological repository barrier systems (BioBen) Project number: TAČR TK02010169. 2019.
32. Lykins M. L. Review of Corrosion in 10- and 14-Ton Mild Steel Depleted UF6 Storage cylinders. Uranium Hexafluoride: *Processing, Handling, Packaging, Transporting (Proc. 3rd Int. Conf. Paducah,* KY, 1995). Northbrook, Institute of Nuclear Materials Management, 1995.
33. *GOST-9.107-2023. Yedinaya sistema zashchity ot korrozii i stareniya. Korrozionnaya agressivnost' atmosfery. Osnovnyye polozheniya* [Unified system of corrosion and ageing protection. Corrosive aggressiveness of atmosphere. Main principles].
34. Osadchuk S. A. et al. Razrabotka datchika dlya opredeleniya skorosti korrozii svarnykh metallokonstruktsiy v atmosfernykh usloviyakh [Development of a sensor designed to monitor the corrosion rate of welded metal structures under atmospheric conditions]. *Avtomaticheskaya svarka — Automatic welding,* 2011, no. 7, pp. 50—54.
35. Yoo Y. R., Choi S. H., Kim Y. S. Atmospheric Corrosion Behavior of Carbon Steel by the Outdoor Exposure Test for 10 Years in Korea. *Corrosion Science and Technology,* 2022, vol. 21, no. 3, pp. 184—199.
36. Landolt D., Davenport A., Payer A., Shoesmith D. A review of materials and corrosion issues regarding canisters for disposal of spent fuel and high-level waste in Opalinus clay. NAGRA Technical Report 09-02. 2009.
37. King F., Hall D. S., Keech P. G. Nature of the near-field environment in a deep geological repository and the implications for the corrosion behaviour of the container. *Corrosion Engineering, Science and Technology,* 2017, vol. 52, no. 1_suppl., pp. 25—30.
38. Rutqvist J., Tsang C.-F. Review of SKB´sWork on Coupled THM Processes Within SR-Can: external review contribution in support of SKI´s and SSI´s review of SRCan. SKI Report 2008:08. 2008.
39. Brondel D. et al. Corrosion in the oil industry. *Oilfield Review,* 1994, vol. 6, no. 2, pp. 4—18.
40. Crusset D., Deydier V., Necib S., Gras J. —M., Combrade P., Feron D., Burger E. Corrosion of Carbon Steel Components in the French High-Level Waste Programme: Evolution of Disposal Concept and Selection of Materials. *Corros. Eng. Sci. Technol.,* 2017, vol. 52, no. 1, pp. 17—24. DOI: 10.1080/1478422X.2017.1344416.
41. Lapuerta S., Bererd N., Moncoffre N., Millard-Pinard N., Jaffrezic H., Crusset D., Feron D. The Influence of Relative Humidity on Iron Corrosion under Proton Irradiation. *J. Nucl. Mater.,* 2008, vol. 375, pp. 80—85. DOI: 10.1016/j.jnucmat.2007.10.011.
42. Kotelnikova S., Pedersen K. Distribution and activity of methanogens and homoacetogens in deep granitic aquifers at Aspo Hard Rock Laboratory, Sweden. *FEMS Microbiology Ecology,* 1998, vol. 26, issue 2, pp. 121—134. DOI: 10.1016/S0168-6496(98) 00028-2.
43. Wersin P., Curti E., Appelo C. A. J. Modelling bentonite–water interactions at high solid/liquid ratios: swelling and diffuse double layer effects. *Appl. Clay Sci.,* 2004, vol. 26, pp. 249—257. DOI: 10.1016/j.clay.2003.12.010.
44. Wersin P., Alt-Epping P., Pekala M., Pitkanen P., Snellman M. Modelling sulfide fluxes and Cu canister corrosion rates in the engineered barrier system of a spent fuel repository. *Procedia earth and planetary science,* 2017, vol. 17, pp. 722—725. DOI: 10.1016/j.proeps.2016.12.183.
45. King F, Kolar M. A numerical model for the corrosion of copper nuclear fuel waste containers. *Mats. Res. Soc. Symp. Proc.* 412, Materials Research Society, Pittsburgh, PA, 1996. Pp. 555—562.
46. Wersin P., Spahiu K., Bruno J. Time evolution of dissolved oxygen and redox conditions in a HLW repository. Swedish Nuclear Fuel Supply Company Report, SKB-T9406-02; 1994.
47. Malmstrom M., Banwart S., Duro L., Wersin P., Bruno J. Biotite and chlorite weathering at 25 degrees C: the dependence of pH and (bi)carbonate on weathering kinetics, dissolution stoichiometry, and solubility; and the relation to redox conditions in granitic aquifers. SKB Technical Report 95-0.1. Sweden, Stockholm, 1995.
48. Grandia F., Domenech C., Arcos D., Duro L. Assessment of the oxygen consumption in the backfill. Geochemical modelling in a saturated backfill. SKB Report, R-06-106. SKB Stockholm, 2006.
49. Müller H. R. et al. Implementation of the full-scale emplacement (FE) experiment at the Mont Terri rock laboratory. Mont Terri Rock Laboratory, 20 Years: Two Decades of Research and Experimentation on Claystones for Geological Disposal of

Radioactive Waste. Cham : Springer International Publishing, 2017. Pp. 289—308.
50. Diomidis N., Johnson L. H. Materials options and corrosion-related considerations in the design of spent fuel and high-level waste disposal canisters for a deep geological repository in opalinus clay. *Jom.,* 2014, vol. 66, no. 3, pp. 461—470.
51. Havlova V., Kiczka M., Mendoza M. A., Klajmon M., Wersin P., Pekala M., Jenni A., Hadi J., Samper J., Montenegro L., Mon A., Fabian M., Osan J., Dauzeres A., Jacques D. Modelling of the steel-clay interface — approaches, first results and model refinements. In Final version as of 28 08 2020 of deliverable D2.6 of the HORIZON 2020 project EURAD. EC Grant agreement no: 847593. 2020.
52. Curti E., Wersin P. Assessment of porewater chemistry in the bentonite backfill for the Swiss SF/HLW repository. No. NTB-02-09. 2002.
53. Muurinen A., Carlsson T. Development of methods for on-line measurements of chemical conditions in compacted bentonite. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C,* 2007, vol. 32, no. 1—7, pp. 241—246.
54. Muurinen A., Carlsson T. Experiences of pH and Eh measurements in compacted MX-80 bentonite. *Applied Clay Science,* 2010, vol. 47, no. 1—2, pp. 23—27.
55. Smart N. R., Blackwood D. J., Werme L. The anaerobic corrosion of carbon steel and cast iron in artificial groundwaters. No. SKB-TR-01-22. 2001.
56. Carlson L. et al. Experimental studies of the interactions between anaerobically corroding iron and bentonite. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C,* 2007, vol. 32, no. 1—7, pp. 334—345.
57. Hesketh J. et al. Carbon steel corrosion in a bentonite buffer: A comparison between in situ exposure and lab based experiments. *Materials and Corrosion.* 2023, vol. 74, no 11—12, pp. 1728—1745.
58. Reijonen H. M., Alexander W. R., Norris S. Resilience in knowledge management—the case of natural analogues in radioactive waste management. *Process Safety and Environmental Protection,* 2023, vol. 180, pp. 205—222.
59. Boldyrev K. A., Sobolev D. A., Kochkin B. T., Barinov A. S. Ispol'zovaniye rezul'tatov izucheniya prirodnykh i istoricheskikh analogov dlya otsenki povedeniya materialov bar'yerov bezopasnosti pri obosnovanii bezopasnosti zakhoroneniya radioaktivnykh otkhodov [Studies of natural and historical analogues and the use of their findings in the assessment of safety barrier behavior under the safety demonstration of radioactive waste disposal facilities]. *Radioaktivnyye otkhody — Radioactive Waste,* 2022, no. 3 (20), pp. 72—96. DOI: 10.25283/2587-9707-2022-3-72-96.
60. Sobolev D. A., Boldyrev K. A. Issledovaniye prirodnykh i arkheologicheskikh analogov dlya materialov IBB [EBS Materials: Study of their Natural and Archeological Analogues]. *Radioaktivnyye otkhody — Radioactive Waste,* 2024, no. 2 (27), pp. 108—117. DOI: 10.25283/2587-9707-2024-2-108-117.
61. Boldyrev K. A., Safonov A. V., Abramova E. S., Gladkikh N. A., Kryuchkov D. V. Issledovaniye korrozii uglerodistoy stali St3 v prisutstvii mikroorganizmov, vydelennykh iz podzemnykh vod na uchastke "Yeniseyskiy" [Research on the St3 Carbon Steel Corrosion in the Presence of Microorganisms Isolated from the Groundwater at the Yeniseyskiy Site]. *Radioaktivnyye otkhody — Radioactive Waste,* 2021, no. 3 (16), pp. 103—113. DOI: 10.25283/2587-9707-2021-3-103-113.
62. Boldyrev K. A. Modelirovaniye korrozii uglerodistoy stali s uchetom razlichnykh faktorov v primenenii k prognozirovaniyu sroka sluzhby konteynerov [Modelling carbon steel corrosion considering different factors seeking to forecast the container lifetime]. *Radioaktivnyye otkhody — Radioactive Waste,* 2023, no. 1 (22), pp. 45—57. DOI: 10.25283/2587-9707-2023-1-45-57.
63. Velimirovic M. et al. Effect of field site hydrogeochemical conditions on the corrosion of milled zerovalent iron particles and their dechlorination efficiency. *Science of the Total Environment,* 2018, vol. 618, pp. 1619—1627.
64. Smart N. R. et al. The anaerobic corrosion of carbon steel in saturated compacted bentonite in the Swiss repository concept. *Corrosion Engineering, Science and Technology,* 2017, vol. 52, no. sup1, pp. 113—126.

Information about the author

Boldyrev Kirill Aleksandrovich, Candidate of Technical Sciences, Leading Researcher, Nuclear Safety Institute of the Russian Academy of Sciences (52, Bolshaya Tulskaya st., Moscow, 115191, Russia), e-mail: kaboldyrev@ibrae.ac.ru.

Bibliographic description

Boldyrev K. A. Assessing the Protective Properties of Containers for Class 1 RW under DGR Conditions Inherent in the Yenisey Rock Massif. *Radioactive Waste,* 2026, no. 3 (36), pp. 71—90. DOI: 10.25283/2587-9707-2026-3-71-90. (In Russian).