

УДК 66.081.62+621.039.7

ДИАЛИЗНЫЕ МЕМБРАНЫ НА ОСНОВЕ МИКРОФИЛЬТРАЦИОННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ ДЛЯ РАЗДЕЛЕНИЯ КОМПОНЕНТОВ ЖИДКИХ РАДИОАКТИВНЫХ СРЕД АЭС ОСАДИТЕЛЬНЫМИ МЕТОДАМИ

Чугунов А.С., Винницкий В.А. (Санкт-Петербургский гос. технологический ин-т
(технологический ун-т), г. Санкт-Петербург)
e-mail: ivinnicciy@gmail.com

Значительное сокращение объема подлежащих захоронению радиоактивных отходов возможно путем направления основной массы нерадиоактивных солей с высокой растворимостью, но низкой степенью экологического воздействия в открытую гидрографическую сеть. Как всякий промышленный объект, АЭС оснащаются локальной системой сбора и очистки хозяйственных и промливневых вод, содержащих значительное количество органических веществ, в том числе синтетических поверхностно-активных веществ и нефтепродуктов. Эти воды отводятся в открытую гидрографическую сеть после аэробного окисления микроорганизмами. Отметим, что и нитраты также могут быть обезврежены биологической очисткой с использованием анаэробного восстановления [1, 2]. Принципиальное отличие состава предназначенных для направления в качестве дебалансных вод АЭС от хозяйственных и промливневых стоков заключается в наличии радионуклидов, удаление которых до принятых норм позволяет их отвести на системы биологической очистки. Отметим, что при таком подходе расход дебалансных вод будет равен среднечасовому расходу поступающих в сборник трапных вод — от 0,5 (проектный) до 2 м³/ч (пиковый) [3]. Эти потери легко могут быть компенсированы, в том числе за счет деминерализации части вод, прошедших биологическую очистку [4].

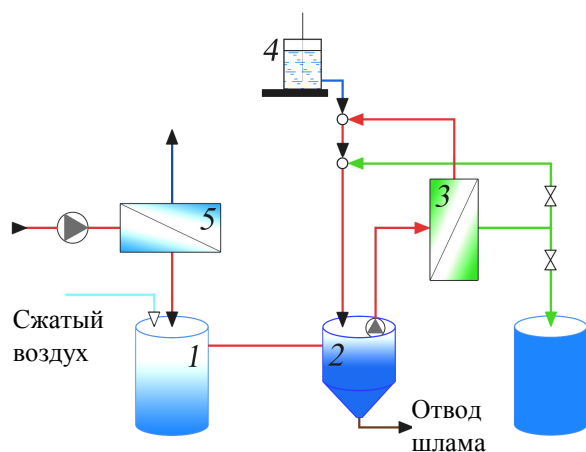
Адаптация технической базы, предназначенной для выработки продукции на общехимических производствах, к переработке жидких радиоактивных сред АЭС ограничивается, в частности, тем, что форма конечных продуктов — радиоактивных отходов должна в течение длительного времени обеспечивать их надежную изоляцию от объектов биосферы. Относительно низкая производительность систем переработки жидких радиоактивных сред АЭС позволяет использовать технологии, которые не представляют интерес для смежных отраслей — гидрометаллургии или водоочистки, снижая

значимость такого фактора, как нестабильность полного химического состава потоков.

Конечной стадией процесса переработки жидких радиоактивных сред АЭС является кондиционирование образующихся отходов цементированием [3, 5, 6]. Поэтому, по нашему мнению, наиболее приемлемыми для разделения компонентов по степени экологической безопасности представляются методы, приводящие к самопроизвольному или вынужденному образованию пульпы. Один из таких методов состоит в образовании целевыми компонентами малорастворимых соединений, которые с использованием дешевых солей заключают биологически опасные вещества в твердую фазу. Наиболее эффективным методом отделения дисперсной фазы, включая коллоидную составляющую, от истинно растворенных компонентов представляется диализ [7]. Особый интерес для реализации этого процесса представляют патронные микрофильтрационные элементы из волокнистого полипропилена, широко используемые на водоподготовительных установках АЭС. Их пористая структура может быть изменена непосредственно в процессе работы.

Экспериментальная часть. Подложкой для осадочной мембраны служил анизотропный фильтрующий элемент из волокнистого полипропилена стандарта патронного элемента SL-10' с плавным уменьшающимся размером пор от 5 (наружная поверхность) до 1 мкм (внутренняя поверхность). Испытуемый элемент устанавливали в серийно выпускаемый корпус марки «Тайфун» стандарта SL-10', конструкция которого позволяет организовать типичный для мембранных аппаратов режим работы с непрерывной продувкой разделительной камеры восходящим потоком обрабатываемого раствора. Это уменьшает образование паразитного намыленного слоя.

В качестве питательного раствора экспериментальной установки использовали дренажные воды гиперфильтрационного (обратноосмоти-



Р и с. 1. Принципиальная схема установки

ческого) аппарата 5 первой ступени получения деминерализованной воды для лабораторных нужд (рис. 1). Усредненный химический состав питательного раствора следующий, мг/дм³:

Солесодержание ...	72
pH ...	6,82
Na ⁺ ...	14
Щелочность, мэкв/дм ³ ...	2,2
Ca ²⁺ ...	25
Mg ²⁺ ...	6
Mn ²⁺ ...	0,24
Fe(II) + Fe(III) ...	0,28
Co ²⁺ ...	Ниже предела обнаружения
Al ³⁺ ...	То же
Ni ²⁺ ...	0,03
Cu ²⁺ ...	0,02
Zn ²⁺ ...	Ниже предела обнаружения
Cl ⁻ ...	16
NO ₃ ⁻ ...	1,4

Питательный раствор накапливался в емкости 1, откуда сжатым воздухом через поплавковый запорный клапан подавался в емкость-отстойник 2, в которой происходило отделение и накопление крупнодисперсных частиц образующейся твердой фазы. Осветленный раствор погружным насосом с расходом 17 ± 2 дм³/мин подавался на вход мембранного аппарата 3. Подвод и отвод раствора в аппарате проводились через системы постоянного уровня, изготовленные из полипропиленовой трубы внутренним диаметром 17 мм. Стабилизация избыточного гидростатического давления 250 мм водного столба в питательной камере мембранного аппарата обеспечивалась сливом циркулирующего раствора в систему постоянного уровня.

В качестве дозатора необходимых компонентов в отводимый из диализатора раствор

продувки использовали сосуд Мариотта 4. В рассматриваемом случае этот узел использовали для непрерывной подачи раствора, обеспечивавшего осаждение ионов цезия и содержащего 1 г/дм³ гексацианоферрата (II) калия и 1 г/дм³ сульфита натрия. Последний предотвращал переход осадителя в инертный в этом процессе гексацианоферрат (III) калия. В настоящей работе не ставилась задача оптимизировать дезактивацию раствора, поэтому этот состав предназначался только для исследования формирования и гидравлических свойств осадочного слоя.

Осадочная мембрана формировалась в процессе микрофильтрационной очистки образующейся суспензии, для чего фильтрат поступал в систему разделения потоков, собранную на основе сосуда постоянного уровня. Это обеспечивало отведение из системы части потока с расходом 350—400 см³/ч, соответствующего удельной нагрузке 1—1,3 м³ раствора/м³ геометрического объема фильтроэлемента. Остальной объем фильтрата возвращался в питательную емкость. Такой режим фильтрации поддерживал оптимальную концентрацию дисперсной фазы и размер частиц, а также обеспечивал объемный характер фильтрации [8]. Проницаемость элемента по раствору и расход по отдельным линиям определяли по времени заполнения калиброванных сосудов. Концентрацию дисперсных примесей оценивали по мутности раствора согласно ГОСТу 3351—74. Размер частиц определяли на лазерном дифракционном анализаторе Shimadzu SALD-7500nano (Япония). Солесодержание растворов контролировали кондуктометрически проточным солемером HM Digital, Inc. TDS Monitor DM-1 (Южная Корея). Концентрацию хлорид-ионов определяли по ГОСТу 4245—72 меркуриметрически, солей жесткости — по ГОСТу 4151—72 трилонометрически с эриохромом черным Т, железа — по ГОСТу 4011—72 фотоколориметрически с *o*-фенантролином, ортофосфат ионов — по ГОСТу 18309—2014 фотоколориметрически в виде фосформолибдата. Элементный состав донной фазы, накопившейся в циркуляционной емкости, определяли методом EDX (энергодисперсионной рентгеновской спектроскопии) на растровом электронном микроскопе Tescan Vega 3 SBH (Чешская Республика).

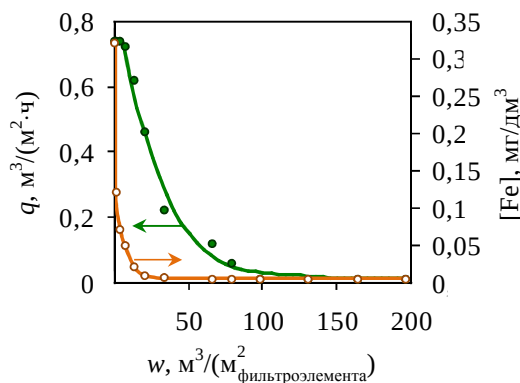
Результаты и обсуждение. Отметим, что в условиях нестабильности состава перерабатыва-

емых сред целесообразно отказаться от внешне простых в организации, но дорогостоящих ионообменных технологий с однократно используемыми сорбентами в пользу методов, основанных на образовании малорастворимых соединений. В первую очередь, это связано с тем, что синтетические поверхностно-активные вещества не препятствуют образованию малорастворимых соединений, но стабилизируют мелкодисперсные (коллоидные) формы, увеличивая время седиментации и ограничивая возможности их выделения методами механической фильтрации, в том числе напорной микрофильтрации. Мембранные методы, безусловно, обладают значительно большей эффективностью разделения компонентов суспензий. Особое место в этой группе методов занимает диализ как изначально ориентированный на обогащение технологического раствора коллоидными или высокомолекулярными соединениями [9]. Образующийся концентрат биологически опасных компонентов может быть направлен на цементирование [3]. Очевидным в рассматриваемом случае требованием является способность разделительных элементов устойчиво работать в условиях абразивного воздействия диспергированных соединений. Этому соответствуют используемые при водоподготовке, в том числе на АЭС элементы для микрофильтрации с полупроницаемым слоем, который самопроизвольно формируется выделяемыми из технологического раствора малорастворимыми неорганическими соединениями — оксигидратами или малорастворимыми солями. Значительный свободный объем пор этих элементов (75—90% физического) позволяет накопить в химически инертном и радиационно-стойком материале значительную часть формирующих осадочную мембрану биологически опасных компонентов. Это отличает испытываемые мембраны от используемых для мицеллярно-усиленной ультрафильтрации тонкослойных элементов [10, 11]. Для них образование отложений на рабочих поверхностях приводит к росту перепада давления и необходимости их восстановления.

Отметим, что водопотребители технологического цикла АЭС питаются только оборотной водой высокой чистоты. Ее потери с отводимыми из технологического цикла отработанными регенерационными растворами блочной обессоливающей установки и системы очистки про-

дучной воды парогенераторов компенсируются высокочистой водой, вырабатываемой системой химводоочистки. Таким образом, в солевом составе трапных вод, в принципе, не должно содержаться компонентов природной воды, но должны быть компоненты отработанных регенерационных растворов систем спецводоочистки и разных дезактивационных рецептур. Критичными, постоянно содержащимися в составе трапных вод компонентами являются продукты коррозии конструкционных материалов, в том числе активированные, синтетические поверхностно-активные вещества и ^{134,137}Cs. Продукты коррозии, основу которых составляют соединения железа, относятся к 3d-металлам и соответственно обладают близкими химическими свойствами. Это позволяет их совместно выделять в виде разных малорастворимых соединений, в первую очередь, оксигидратов. Концентрация ионных форм металлов, находящихся в равновесии с образующейся в нейтральной и щелочной среде твердой фазой, крайне низка. Она определяется, в основном, катионами в степени окисления 2+, которые способны при наличии растворенного кислорода переходить в высшие формы окисления. Растворимость оксигидратов катионов в степени окисления 3+ значительно ниже. Поэтому в эксперименте в качестве модельного раствора использовали мягкую воду городской водопроводной сети г. Санкт-Петербурга, средняя концентрация ионных форм железа в которой почти постоянна и составляет в среднем 280 мкг/дм³. Постоянная концентрация растворенного кислорода в обрабатываемой воде поддерживалась естественной аэрацией при сбросе продувочной воды мембранного аппарата на зеркало отстойника.

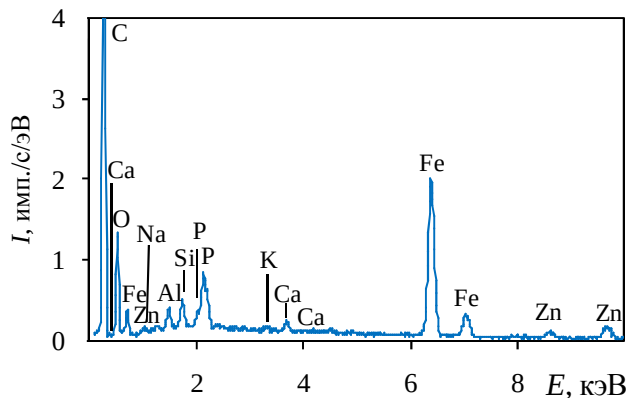
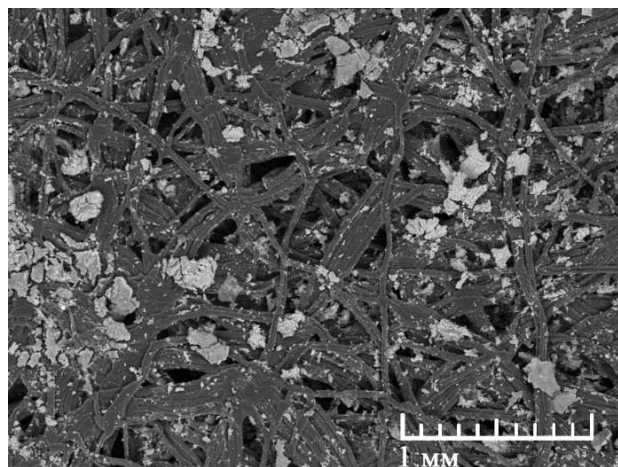
Эксперимент показал, что при эксплуатации микрофильтрационного элемента в мембранном режиме стабилизируется и поддерживается в течение длительного времени (более 1000 ч) его проницаемость для раствора (рис. 2). При этом концентрация всех форм железа в отводимом из системы растворе не превышала нижнего предела определения, что обусловлено переходом ионных форм железа (II) в полимерные формы железа (III). Концентрация остальных контролируемых истинно растворенных солей, таких, как соли временной жесткости, хлоридов, сульфатов и гидрофосфатов оставалась в пределах неопределенности измерения постоянной. Следова-



Р и с. 2. Зависимость проницаемости q и аналитической концентрации железа $[Fe]$ от удельного объема обработанной воды w

тельно, совокупность признаков позволяет утверждать, что в стационарном режиме разделение компонентов раствора протекает в режиме диализа, в котором диффузионный характер переноса воды не может быть прекращен в принципе. Это свойство процесса выгодно отличает его от фильтрации.

На рис. 3 показан наружный слой перешедшего в стационарный режим работы мембран-



Р и с. 3. Структура и EDX-спектр формирующегося на внешней поверхности слоя микрофильтрационного элемента

ного элемента. Его элементный состав следующий, % по массе:

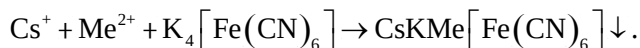
C ...	69,4	Al ...	0,4
O ...	21,7	Ca ...	0,2
Fe ...	7,1	Na ...	0,1
Si ...	0,5	P ...	0,1
Zn ...	0,5	K ...	0,1

Глубинные слои показывают аналогичную картину характера распределения кристаллической фазы между волокнами элемента. Как видно на рис. 3, на геометрической поверхности элемента нет плотного однородного слоя, характерного для намывных мембран. Кристаллическая фаза заполняет преимущественно полости между волокнами, снижая доступную площадь фильтрации и повышая гидравлическое сопротивление элемента. При этом образующийся стык поверхностей двух сугубо разнородных структур — гидрофильной кристаллофазы и гидрофобной основы оставляет возможность для транскристаллитной диффузии только воды и низкомолекулярных солей, но удерживает макромолекулы, в том числе полимерные формы оксигидратных соединений железа (III), образованные преимущественно за счет оксоловых связей. По мере старения осажденной фазы эти связи трансформируются в ковалентные, образующие уже кристаллические формы. В составе твердой фазы идентифицируются не только 3d-металлы (Ca, Zn), но и s- и p-металлы (Na, Al), что указывает на сорбционную активность зафиксированных в фильтроматериале оксигидратов Fe(III). Это свойство делает использование полипропиленовых элементов более предпочтительным по сравнению с металло-керамическими, гидрофильная поверхность которых может выступать в качестве центров кристаллизации, перекрывающей транспортные каналы. Это приводит к необходимости химического восстановления фильтрующих свойств [3].

Способность элементов с осадочной мембраной отделять растворы истинно растворенных солей от коллоидных, полиядерных и полимерных соединений открывает возможности для создания комплексной очистки жидких радиоактивных сред от биологически опасных компонентов с использованием единого реагента-осадителя.

Известно, что изотопы цезия способны соосаждаться в виде двойных солей, образуемых

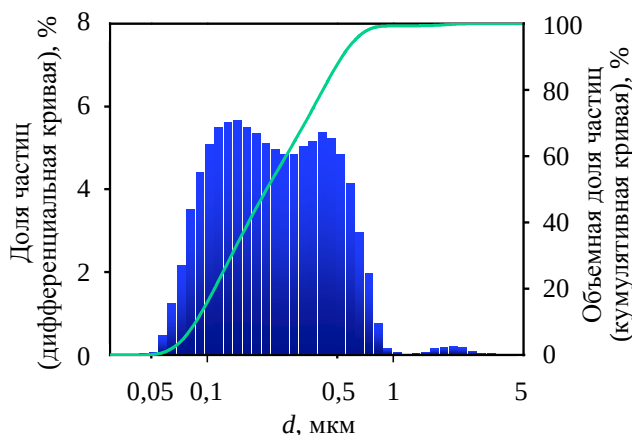
с катионами щелочно-земельных и цветных металлов и гексацианоферроат(II)-ионами [12—14]:



Известно, что структурообразующими катионами твердой фазы Me^{2+} являются Mg^{2+} , Ca^{2+} , Ni^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} , и нет оснований считать, что эту роль не способны играть основные компоненты продуктов коррозии конструкционных материалов Fe^{2+} и Mn^{2+} , концентрация которых в жидких радиоактивных средах АЭС может достигать единиц мг/дм³. Таким образом, в твердую фазу могут быть одновременно переведены продукты коррозии и радионуклиды. Недостатком этого метода являются трудности отделения твердой фазы, образующей устойчивые и почти нефилтруемые коллоидные формы [14].

Катионы железа (III) с $\text{K}_4[\text{Fe}(\text{CN})_6]$ образуют малорастворимое соединение гексацианоферрат (II) калия—железа (III). Соединение $\text{KFe}[\text{Fe}(\text{CN})_6]$, во внешнюю сферу которого входят ионы $\text{Fe}(\text{III})$, хорошо растворимо. Для достижения высокой степени очистки от цезия представляется целесообразным стабилизировать катионные формы железа в виде Fe^{2+} дозированием восстановителя. Отметим, что образующиеся частицы обладают малым размером и не задерживаются бумажным фильтром «синяя лента» после суточной выдержки раствора. На рис. 4 показан гранулометрический состав образующихся в результате реакций частиц, полученный методом лазерного дифракционного анализа.

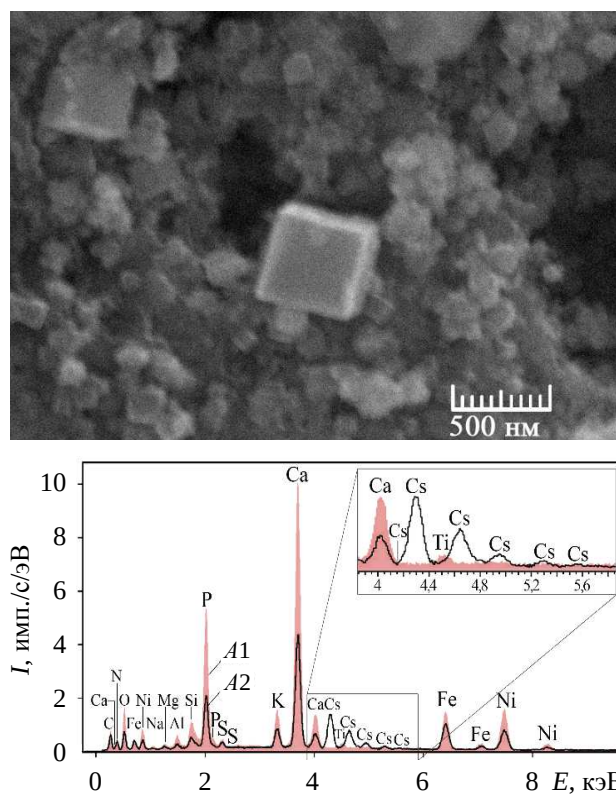
Вероятно, что формированию осадочной мембраны, аналогичной по гидравлическому



Р и с. 4. Дифференциальная гистограмма и распределение частиц по размеру в контуре циркуляции

сопротивлению сформированной оксигидратными соединениями железа, способствовало наличие в растворе частиц, размер которых находится в диапазоне размера пор исходного носителя. Это может свидетельствовать о единстве механизмов формирования осадочных слоев и переноса растворов через эту разновидность мембранных элементов. После формирования первичного слоя осадочной мембраны в растворе уже не фиксировались частицы размером, превышающим 10 нм, несмотря на то что образующиеся частицы имеют в точке слива продувки мембранного аппарата минимальный, средний и модальный размер 0,05, 0,209 и 0,129 мкм соответственно. Этот размер значительно меньше размера пор исходного фильтроэлемента, диапазон которого составляет 1—5 мкм.

Процессы перекристаллизации, неизбежно протекающие при долговременном нахождении и концентрировании в емкости-отстойнике 2 и мембранном аппарате 3, приводят к укрупнению частиц (см. рис. 1). В итоге в емкости-отстойнике 2 образуется уже донная фаза (рис. 5). Ее элементный состав приведен в таблице.



Р и с. 5. Структура формирующейся донной фазы по данным растровой электронной микроскопии и EDX-спектр образцов исходной донной фазы (A1) и донной фазы после введения нитрата цезия (A2)

Элементный состав донной фазы, сформированной при дозировании раствора-осадителя в питательный раствор (A1) и с добавкой 0,1 мг/дм³ нитрата цезия (A2), % по массе

Элемент	Питательный раствор	
	A1	A2
C	17,8	19,3
N	12	19,4
O	31	19,5
Ca	16	10,6
Cs	0	11,4
Fe	4,4	5,4
Ni	6,4	5,4
P	7,3	4,9
K	1,8	1,6
Si	1,2	0,7
Al	0,7	0,5
S	0,4	0,5
Mg	0,3	0,5
Na	0,4	0,3
Ti	0,3	0

Образующаяся твердая фаза содержит все основные компоненты, исходные или введенные в технологический раствор, и, по сути, представляет собой смесь сорбентов, используемых для удаления изотопов цезия [15—20]. Поэтому мембранные элементы с предварительно осажденными в них двойными солями гексацианоферроата способны выполнять функции фильтров. Накопившаяся донная фаза представляет собой пригодные для перемещения гидротранспортом к месту кондиционирования образования.

Таким образом, диализные элементы с самопроизвольно формирующейся из продуктов реакций осадочной мембраной могут рассматриваться как эффективный способ переработки жидких радиоактивных сред. При необходимости образовавшиеся шламы из соединений металлов и анионных синтетических поверхностно-активных веществ могут быть разделены флотацией или гидроклассификацией. Комплексные формы поливалентных металлов с ЭДТА- и гидрофосфат-ионами обладают высокой растворимостью [21]. Поэтому мембранные методы позволяют обеспечить концентрацию, при которой они могут быть обезврежены доступными химическими методами [22].

Заключение. Таким образом, экспериментально показано, что:

заполнение пор промышленно выпускаемых трубчатых микрофльтрационных элементов образующимися при использовании осадительных методов очистки мелкодисперсными продуктами приводит к формированию полупроницаемых осадочных мембран;

работающие в режиме диализа элементы с осадочной мембраной обеспечивают высокое качество разделения истинно растворенной и дисперсной составляющей раствора с формированием из биологически опасных веществ шламов, пригодных для кондиционирования в виде цементных компаундов;

диализное разделение фаз делает возможным использование для комплексной очистки жидких радиоактивных сред от радиоактивных и биологически опасных компонентов единого реагента.

Работа выполнена в инженеринговом центре СПбГТИ (ТУ) при поддержке Министерства науки и высшего образования. Проект 13.6572.2017/8.9. Исследование образцов методами РЭМ и РМА.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Осталкевич С.С., Трегубова В.Е., Сафонов А.В. и др. Биологическая очистка жидких НАО от металлов и нитрат-ионов. — В сб.: Актуальные вопросы ядерно-химических технологий и экологической безопасности. Севастополь, 2016, с. 145—148.
2. Сафонов А.В., Трегубова В.Е., Захарова Е.В. и др. Микробиологический подход к очистке жидких радиоактивных отходов. — Атомная энергия, 2013, т. 114, вып. 6, с. 349—351.
3. Волков А.С., Наливайко Е.М. Обращение с радиоактивными отходами на блоке № 1 Нововоронежской АЭС-2 проекта АЭС-2006. — Изв. вузов. Ядерная энергетика, 2017, № 3, с. 183—194.
4. Первов А.Г., Матвеев Н.А. Рациональное использование воды на основе технологии обратного осмоса для водоподготовки и очистки сточных вод. — Водоочистка. Водоподготовка. Водоснабжение, 2013, № 11, с. 40—44.
5. Савкин А.Е., Адамович Д.В., Белый М.Д. Варианты обращения с радиоактивными отходами АЭС. — Вопросы атомной науки и техники. Сер. Материаловедение и новые материалы, 2014, № 3(78), с. 87—95.
6. Holicka Z., Krajc T., Kevicky D. e.a. Experience with operation of mobile cementation facility at A-1 NPP. — In: Proc. of the 12th Intern. Conf. on Environmental Remediation and Radioactive Waste Management. Liverpool, 2009, p. 55—59.

7. Хванг С.-Т., Каммермейер К. Мембранные процессы разделения. М.: Химия, 1981. 464 с.
8. Матусевич Л.Н. Кристаллизация из растворов в химической промышленности. М.: Химия, 1968. 304 с.
9. Химическая энциклопедия. В 5 т. Т. 3. М.: Большая рос. энцикл., 1992.
10. Свитцов А.А., Абылгазиев Т.Ж. Мицеллярно-усиленная (реагентная) ультрафильтрация. — Успехи химии, 1991, т. 60, № 11, с. 2463—2468.
11. Свитцов А.А., Рябчиков Б.Е., Хубецов С.Б. Технология переработки жидких радиоактивных отходов методом мицеллярно-усиленной ультрафильтрации. — Водоочистка, 2010, № 1, с. 45—48.
12. Плюшев В.Е., Степин В.Д. Аналитическая химия рутидия и цезия. М.: Наука, 1975. 224 с.
13. Шведов В.П., Иванова Л.М., Жариков В.И. Выделение радиоактивного цезия из морской воды. I. Выделение цезия в виде соединений с ферроцианидами цинка, меди и никеля. — Радиохимия, 1963, т. 5, № 2, с. 182—185.
14. Иванова Л.М., Шведов В.П. Выделение радиоактивного цезия из морской воды. II. Выделения цезия в виде соединений с ферроцианидами щелочноземельных элементов. — Радиохимия, 1963, т. 5, № 2, с. 185—189.
15. Адамович Д.В., Арустамов А.Э., Гелис В.М. и др. Способ получения ферроцианидного сорбента. Патент на изобретение № 2320406. — Бюл. «Изобретения. Полезные модели», 2008, № 9, с. 1—6.
16. Vincent T., Vincent C., Guibal E. Immobilization of metal hexacyanoferrate ion-exchangers for the synthesis of metal ion sorbents — a mini-review. — Molecules, 2015, v. 20, № 11, p. 20582—20613.
17. Sharygin L., Muromskiy A., Kalyagina M. e.a. A granular inorganic cation-exchanger selective to cesium. — J. Nucl. Sci. Technol., 2007, v. 44, № 5, p. 767—773.
18. Шарыгин Л.М., Муромский А.Ю. Неорганический сорбент для ионоселективной очистки жидких радиоактивных отходов. — Радиохимия, 2004, т. 46, № 2, с. 171—175.
19. Шарыгин Л.М., Муромский А.Ю., Моисеев В.Е. и др. Сорбционная очистка жидких радиоактивных отходов АЭС. — Атомная энергия, 1997, т. 83, вып. 1, с. 17—23.
20. Figueiredo B., Cardoso S., Portugal I. e.a. Inorganic ion exchangers for cesium removal from radioactive wastewater. — Sep. Purif. Rev., 2018, v. 47, № 4, p. 306—336.
21. Никитин В.Д., Якимец Е.М., Тимакова Н.А. и др. Получение внутрикомплексных соединений этилендиаминтетрауксусной кислоты с катионами некоторых металлов и методы их анализа. — В сб.: Применение Трилона Б в анализах цветных сплавов. Свердловск, 1963, с. 94—103.
22. Новый справочник химика и технолога. Химическое равновесие. Свойства растворов. Под ред. С.А. Симановой. СПб: АНО НПО «Профессионал», 2004. 998 с.

Поступила в Редакцию 30.05.19

УДК 621.039.31

ОПТИМАЛЬНЫЕ МНОГОПОТОЧНЫЕ КАСКАДЫ ДЛЯ ОДНОВРЕМЕННОГО ПОЛУЧЕНИЯ ВЫСОКОКОНЦЕНТРИРОВАННЫХ ПРОМЕЖУТОЧНЫХ КОМПОНЕНТОВ

Палкин В.А. (Уральский федеральный ун-т, г. Екатеринбург)

e-mail: profp2004@mail.ru

Обогащение изотопов с промежуточным массовым числом в трехпоточных ординарных каскадах ограничено предельными значениями [1]. Одним из способов преодоления этих ограничений является получение высококонцентрированных изотопов в дополнительных отборах многопоточного каскада путем создания специального режима повышения концентрации в месте отбора. Эффективность такого подхода показана на модельных *R*-каскадах с отличающимся потоком питания по ступеням, *Q*-каскадах с непрерывным профилем потока и его расширением в месте дополнительного отбора, прямоугольно-секционированных каскадах с одинаковым потоком на отдельных участках ступеней [2—7]. Путем выбора параметров прямоугольного каскада можно обеспечить вы-

сокую концентрацию промежуточного компонента в двух дополнительных отборах [8]. Также можно осуществить одновременное концентрирование двух промежуточных компонентов в комбинированном *R*-каскаде, построенном по разным ключевым изотопам в обогащательной и обеднительной частях каскада [9]. Процесс получения двух высококонцентрированных изотопов оптимизируется по отдельным участкам ступеней в *Q*-каскадах с малыми эффектами обогащения на ступенях и двумя расширениями потока [10].

Целью настоящей работы являлось развитие принципов оптимизации [10] в каскадах с большим коэффициентом разделения ступеней, соответствующим газовым центрифугам. В качестве объекта исследований выбран многопо-