



ДНЕПРОПЕТРОВСКИЙ НАЦИОНАЛЬНЫЙ
УНИВЕРСИТЕТ ЖЕЛЕЗНОДОРОЖНОГО ТРАНСПОРТА
ИМЕНИ академика В. ЛАЗАРЬЮКА (ДНУ РСТ)
Кафедра гидравлики и водоснабжения



Л. Ф. Долина, Е. Ю. Гунько, П. Б. Машихина

ЗАЩИТА ВОД ОТ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ



Днепропетровск

2016

УДК 628.388:628.4.047

ББК 38.761

Д64

Рецензенты:

д-р техн. наук, проф. *Л. С. Савин* (ПГАСА)

д-р техн. наук, проф. *Н. Н. Беляев* (ДНУЖТ)

д-р техн. наук, проф. *В. Д. Петренко* (ДНУЖТ)

*Рекомендовано к печати Ученым советом
Днепропетровского национального университета
железнодорожного транспорта
имени академика В. Лазаряна*

Л. Ф. Долина, Е. Ю. Гунько, П. Б. Машихина
Д64 Защита вод от радиоактивного загрязнения: Монография / Л. Ф. Долина,
Е. Ю. Гунько, П. Б. Машихина. Д.: «ЛИРА», 2016. – 477 с.
Ил. 73. Табл. 84. Библиогр.: 129 наим.
ISBN 978-966-383-685-0

В монографии рассмотрен комплекс вопросов, связанных с очисткой сточных и питьевых вод от радиоактивного загрязнения.

Для студентов, аспирантов, научных работников и проектировщиков, специализирующихся в области водоснабжения, водоотведения, охраны окружающей среды.

УДК 628.388:628.4.047

ББК.38.761

Д64

This book presents results of study of technologies and equipment which are used for waste and drinking waters cleaning from radioactive pollution.

This book will be useful for students, postgraduates and experts, working in the field of water supply, waste and drinking waters purification and ecology.

© Долина Л. Ф., Гунько Е. Ю.
Машихина П. Б., 2016
© ООО «ЛИРА», 2016

ISBN 978-966-383-685-0

Leonid Dolina
Elena Gunko
Polina Mashyhina

PROTECTION OF WATER FROM RADIOACTIVE POLLUTION



Dnepropetrovsk
2016

Ще назва є, а річки вже немає.
Усохли верби, вижовкли рови.
І дика качка тоскно обминає
рудиментарні залишки багви.
І тільки степ, і тільки спека, спека,
і озерявин проблиски скупі.
І той у небі зморений лелека,
і те гніздо лелече на стовпі.
Куди ти ділась, річенько? Воскресни!
У берегів потріскались вуста.
Барвистих лук не знають твої весни,
і світить спека ребрами моста.
Стоять мости над мертвими річками.
Лелека зробить декілька кругів.
Очерети із чорними свічками
ідуть уздовж колишніх берегів...

Ліна Костенко



СОДЕРЖАНИЕ

ВВЕДЕНИЕ	9
ГЛАВА 1. Физические основы использования ядерной энергии	20
1.1. Радиоактивный распад и радиоактивность	20
1.2. Использование явления деления ядер для производства энергии	27
1.3. Нормирование радиоактивных излучений	30
1.4. Природные ионизирующие факторы окружающей среды	38
ГЛАВА 2. Радиоактивное загрязнение вод	49
2.1. Источники радиоактивного загрязнения вод	49
2.2. Радиоактивное загрязнение поверхностных и подземных вод	55
2.3. Радиоактивное загрязнение водоемов и рек Украины	68
2.4. Распространение радионуклидов в водной среде и расчет доз облучения	87
ГЛАВА 3. Воды атомных реакторов	92
3.1. Ядерный реактор	92
3.2. Основные сооружения АЭС	121
3.2.1 Системы спецводоочистки	130
3.2.2 Система хранения отработанного топлива	134
3.2.3 Сточные воды	136
3.3. Очистка вод атомных электростанций	139
3.3.1. Классификация процессов обработки воды как основа для технологических решений	139
3.3.2. Байпасные специальные водоочистки (СВО)	146
3.3.3. Системы аварийного охлаждения активной зоны	153
3.3.4. Влияние поверхностно-активных веществ на процессы очистки и дезактивации вод	157
3.3.5. Принципиальные технологические схемы переработки радиоактивных вод	169

ГЛАВА 4. Методы очистки радиоактивных вод	182
4.1. Выбор методов очистки вод от радиоактивных загрязнений	182
4.2. Химические методы очистки вод от радиоактивных загрязнений	202
4.3. Физико-химические методы очистки вод от радиоактивных загрязнений	225
4.4. Физические методы очистки вод от радиоактивных загрязнений	283
4.5. Комбинированные методы очистки вод от радиоактивных загрязнений	293
4.6. Биологическая очистка вод от радиоактивных загрязнений	322
 ГЛАВА 5. Очистка вод в районе добычи и переработки урановых руд	 338
5.1. Экологическая обстановка в районах добычи и переработки уранового сырья	338
5.2. Очистка вод уранодобывающих шахт и рудоперерабатывающих комплексов	348
5.2.1. Обоснование рациональной технологии переработки урановых руд и очистки вод	391
5.2.2. Рудобогадательная фабрика	408
5.3. Добыча урана нетрадиционными методами	413
 ГЛАВА 6. Радиоактивные отходы (РАО)	 427
6.1. Классификация РАО	427
6.2. Радиоактивные отходы атомной энергетики	433
6.3. Отходы урановой промышленности	435
6.4. Очистка жидких радиоактивных отходов и переработка ионообменных смол	443
6.5. Обращение с альфа-активными, средне- и низкоактивными отходами. Хвостохранилища урановых предприятий	460
 СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННОЙ ЛИТЕРАТУРЫ	 466



ВВЕДЕНИЕ

На территории Украины находится 5 действующих АЭС, более 3 тысяч предприятий и организаций, которые в своем производстве, научно-исследовательской работе и в медицинской практике используют различные радиоактивные препараты. Несомненно, основной вклад в формирование современной радиологической обстановки оказала авария на Чернобыльской АЭС в 1986 году, в результате которой было загрязнено более 8,4 млн. га сельскохозяйственных угодий. Общая площадь Украины, где плотность загрязнения цезием-137 превышает 1 Ки/км^2 , составляет 36 млн. га, более 5 Ки/км^2 – 2-470 тыс. га и свыше 15 Ки/км^2 – 75 тыс. га. В целом, на территории Украины радиоактивному загрязнению подверглись 12 областей, 86 административных районов, 2311 населенных пунктов.

В последние годы наблюдается доверие к отечественной атомной промышленности, к возможностям обслуживающего персонала создать условия безопасной эксплуатации ядерных объектов. Возражение общественности против их строительства и эксплуатации обусловлено целым рядом причин, в т.ч. перенесением на ядерный комплекс всей ответственности за вредное воздействие на человека и природу всей промышленности, энергетики, транспорта, сельского хозяйства. Это происходит из-за невозможности размежевать влияние на здоровье человека радиационного фактора от влияния

канцерогенных и других вредных химических веществ, поступающих в природную среду в результате эксплуатации транспортных средств, работы основной массы промышленных предприятий, неумелой химизации сельского хозяйства и других традиционных производств, к существованию которых население привыкло на протяжении многих десятилетий. В результате такого положения оказывается, что большинство общественных движений выражает стремление защитить природу и человека в первую очередь и только от радиации.

Особенно небезопасно, когда подобное настроение различные общественные группы и деятели используют в политических целях, что максимально проявляется в периоды избирательных кампаний. Иллюстрацией этого может служить факт, когда под давлением местных органов власти и населения продолжительное время была парализована производственная деятельность благополучных в радиационном отношении Одесского и Львовского межобластных специализированных комбинатов «Радон» [13].

Главным стратегическим направлением технической политики в развитии уранодобывающей и перерабатывающей промышленности является сокращение объемов радиоактивных отходов (РАО). Эта стратегия реализуется на основе таких принципов:

- максимально возможной концентрации горных работ;
- добычи урановых руд только подземным способом;

- снижения степени разубоживания руд;
- использования горных выработок и выемочного пространства для складирования (хранения) РАО и некондиционных руд, учитывая возможность их переработки в будущем;
- применение замкнутых технологических циклов производств, где выделение РАО является неизбежным последствием используемых технологий [13].

Атомная энергетика будет играть более серьезное значение в обеспечении Украины энергоресурсами, в том числе и относительного снижения внешней энергетической зависимости. Сейчас на Украине работает 15 атомных блоков, которые производят около 52% электрической энергии (лидер среди стран – Франция – дает 80%). Гидроэлектростанции вырабатывают всего 4% от всей получаемой энергии, но, сколько проблем они создают. У нас имеется разведанных запасов высококачественных урановых руд на 100 лет вперед. И, когда растут цены на нефть и газ, атомная энергетика имеет принципиальное значение.

Вопросы, связанные с необходимостью разработки методов очистки вод от радиоактивных загрязнений, стали обсуждаться в литературе с начала пятидесятих годов прошлого столетия, когда человечество приступило к использованию ядерной энергии. Два направления в использовании энергии ядра – мирное и военное – неравноценны по своему влиянию на внешнюю среду, поскольку неравноценны количества ра-

диоактивных загрязнений, которые могут поступать в поверхностные водоемы в том или другом случае.

Загрязнение радиоактивными отходами морей и океанов представляет опасность и в другом отношении. Технический прогресс человечества сопровождается возрастающими потребностями в пресной воде. Моря и океаны являются практически неограниченными источниками получения пресной воды, а радиоактивное загрязнение морской воды существенно осложнит решение этой кардинальной проблемы.

Существующая практика удаления радиоактивных отходов в недра Земли также может привести (при несоблюдении основных санитарно-охранных мероприятий) к серьезному загрязнению подземных вод, имеющих большое народнохозяйственное значение и в некоторых местностях используемых для питьевых целей.

Ознакомление с опубликованными в отечественной и иностранной литературе исследованиями показали, что мало опубликовано работ по методам очистки питьевой воды. Тем не менее, рассмотрение многих методов, успешно применяемых в практике очистки сточных вод, может оказаться полезным для разработки методов очистки питьевых вод.

Хотелось бы в этой книге коснуться истории развития уранового производства на Украине и в бывшем Советском Союзе. 65% всех урановых руд Советского Союза перерабатывалось на Приднепровском химическом заводе (ПХЗ). По-

сле распада Союза мощное производственное объединение распалось на несколько предприятий: «Приднепровский гидрометаллургический завод», «Приднепровский завод цветных металлов» научно-производственное предприятие «Цирконий», ГП «Смолы» и другие.

За 44 года работы (с 1948 по 1991 гг.) в отвалах ПО«ПХЗ» накопилось 36,36 млн. т радиоактивных отходов, объемом 18,96 млн. м³. Для сравнения: по наиболее пессимистической оценке, масса РАО, находящихся внутри саркофага составляет примерно 2,5 млн. т (объем до 1,74 млн. м³). При этом общая активность радионуклидов в Чернобыльской зоне составляет менее двух третей активности зоны «приднепровской» (точнее – «приднепродзержинской»).

Радиоактивные отходы формировались на ПХЗ десятилетиями вследствие того, что предприятие перерабатывало урановые руды сначала с месторождения Висмут, расположенного на границе Чехии и ГДР, а затем с отечественных Желтых Вод и казахстанского Мангышлака. При этом железорудный концентрат с содержанием урана не менее 0,15-0,2% плавился в домне №6 Днепровского металлургического комбината им. Дзержинского, а оставшийся шлак выщелачивался на ПХЗ с помощью продукции ПО «Азот» (ныне – ОАО «Днепроазот»), который поставлял химикам кислоту. В Днепродзержинске до сих пор гордятся, что первая советская атомная бомба была снаряжена плутонием, полученным из днепродзержинского

урана. Да и крупнейший в СССР урановый химзавод в казахстанском городе Шевченко был так же построен на основе украинских технологий.

На территории завода находятся здания и сооружения, которые использовались для переработки урановых руд, мощность дозы гамма-излучения в них составляет до 520 мкР/час, объемная активность радона в воздухе больше 200 Бк/м³. Прилежащая к зданиям территория (250 тыс. м²) загрязнена радионуклидами и характеризуется мощностью дозы гамма-излучения до 1 мкР/час [31].

Указанные объекты в прошлом ПО «Приднепровский химический завод» формируют стойкие загрязнения окружающей среды и являются источниками облучения не только персонала, а и населения, которое проживает на прилегающих к ним территориях, уровни которого превышают установленную НРБУ-97 квоту уровня дозы для референтного радиационно-опасного объекта – 80 мкЗв.

Урановую руду в Украине добывают на шахтах Днепропетровской, Кировоградской и Николаевской областей буровзрывным методом.

Руду доставляют на поверхность, где она разделяется по содержанию урана на радиометрической сепарации. Богатая радиоактивным веществом руда идет на дальнейшее обогащение, а забалансовая (с низким содержанием урана) идет в отвалы. На специальных заводах из богатой ураном руды делают

желтый кек (yellow cake) – концентрат, содержащий от 70 до 80% урана.

В нашей стране этим занимался ПХЗ. Поступившая на предприятие руда дробится, измельчается, а затем выщелачивается серной кислотой (или щелочью) с помощью окислителей. При обработке основная часть урана (до 90%) переходит в раствор, вместе с ним растворяется небольшая часть других радиоактивных элементов, а так же некоторые компоненты (тяжелые металлы и др.) сопутствующих пород. При разделении образуется так называемая песковая фракция, составляющая основную часть твердых отходов, которая после промывки поступает на хвостохранилище. Вместе с ней доставляют и нерастворившиеся радиоактивные элементы (торий, радий и др.). Урановые руды содержат не только долгоживущие элементы и продукты распада U^{238} , называемые радионуклидами, но и соединения токсичных элементов: мышьяка, свинца, ванадия, селена и др.

В Днепродзержинске [10, 13, 19] и его окрестностях расположено 9 хвостохранилищ (Западное, Центральный Яр, Юго-Восточное, Днепровское (хвостохранилище «Д»), Сухачевское (первая и вторая секции), База «С», Лантановая фракция, ДП №6), а на территории области их всего 12. Шесть из девяти хвостохранилищ введены в эксплуатацию ещё в 1949–1956 гг., расположены они в балках без какой-либо защиты, незаконсервированы и являются постоянными источниками

интенсивного радиоактивного загрязнения промплощадок, территории города, поверхностных и грунтовых вод. Загрязнение атмосферы происходит за счет выделения (эманации) радона, который путем диффузии и конвекции переносится на большие расстояния (свыше 4-5 км), и радиоактивной пыли, образующейся в результате физико-химического выветривания и ветровой эрозии приповерхностного слоя перекультивированных отвалов.

В декабре 2005 база «С» (пгт Таромское), где в советские времена хранилась урановая руда и, кроме того, были захоронены радиоактивные части вышеупомянутой домны ДП-6 [31], взорванной в 1982 году, было ликвидировано. Сотрудниками Восточного горно-обогатительного комбината (г. Желтые Воды) и ГП «Барьер» тогда было собрано, по некоторым данным, 150 тыс. тонн отходов и отправлено на ВостГОК для последующей переработки и захоронения.

Из всех хвостохранилищ региона хвостохранилище «Д» (площадь – 73 га, отходов – 12 млн. тонн, общая активность – 33 тыс. Кюри) рассматривается как наибольший потенциальный источник загрязнения окружающей среды вследствие близости к реке Днепр. Радиоактивные отходы загрязняют не только подземные воды, но и во время подтоплений и наводнений попадают прямо в Днепр.

При перевозке урановых руд по железным дорогам Украины в открытых полувагонах с Запада (уже упомянутое

месторождение Висмут) на СевГОК и другие предприятия, происходило загрязнение железнодорожного полотна через щели, неплотности вагонов. Проведенные нами исследования [20] по замеру гамма-излучения железнодорожного полотна в 1991 году на станции Сухачевка и Таромское показали от 100 до 350 мкР/час, что значительно превышает уровень естественного излучения, характерного для данной местности. Естественным же фоном для Днепродзержинска и прилегающих районов являются 12-13 мкР/ч. Пробы грунта, взятого из земляного полотна, содержали до 20 мг/кг бария, до 1500 мг/кг фосфора и марганца, до 30 мг/кг бериллия и мышьяка, до 70 мг/кг свинца, до 2 мг/кг серебра, 200 мг/кг иттрия и до 1000 мг/кг стронция. При измерениях, проведенных сотрудниками ДНУЖТ (ДИИТ), на путях в районах некоторых станций обнаружено, что гамма-фон превышает естественный в 2-5 раз, а в некоторых местах в десятикратном размере. Есть локальные участки вдоль железных дорог, где насыщение почвы радиоактивными элементами достигает критических значений. Опасные вещества разносятся ветром, попадают в водоемы.

С 1962 по 1983 гг. в Софиевском районе Днепропетровской области, в 9-ти км от станции Девладово Приднепровской ЖД на земле колхоза «Заря коммунизма» рядом с селом Довгивка работал секретный завод по добыче урана [21], филиал Желтоводского горно-металлургического комбината, подчинявшийся Москве. Была построена специальная ж/д вет-

ка, по которой цистерны с кислотой подавались под закачку в 4 емкости общей вместимостью 1000 м³. С этой площадки автомобили с бочками, наполненными кислотой, следовали на производственную площадку в 60 га бывшей пахотной земли, огороженную колючей проволокой и строго охранявшуюся. По всей этой территории, расположенной над урановыми пластами, залегающими на глубине 50-70 м в песчаных слоях, бурились на эту же глубину скважины диаметром 250 мм. В одну закачивалась кислота, из другой откачивали технологический раствор, содержащий уран и другие элементы.

В 1983 году свернули производство, убрали колючую проволоку и сторожевые вышки. За двадцать лет на глубину 50-70 м было закачано более шести млн. м³ смеси концентрированных серной и азотной кислот, а на глубину до 300 м без изоляции захоронены высокорadioактивные отходы. Что происходит с подземным кислотным морем, никто до сих пор не знает.

Задолго до Чернобыльских событий Днепропетровская область «прочувствовала» радиоактивное загрязнение почв, воды и воздуха. За это время появились новые организации и предприятия, разрабатывающие новые технологии добычи и переработки урановых руд, очистки вод и сокращения радиоактивных отходов.

Цель этой книги – ознакомление читателя с водными проблемами, связанными с радиоактивным загрязнением их,

экологическое состояние поверхностных и подземных вод, источниками загрязнения их радиоактивными элементами, водным хозяйством АЭС, методами очистки сточных и питьевых вод от радиоактивных загрязнений.

Предлагаемая книга не претендует на всесторонний охват рассматриваемой проблемы в целом. Книга адресована студентам, преподавателям высшей школы, специалистам, которые занимаются проблемами очистки вод, экологам и всем желающим получить базовые знания о ядерной науке и технологии.

Для Украины, как и для других стран с ограниченными запасами ископаемого топлива, нет экономически оправданной альтернативы атомной энергетике, и только при соблюдении условий безопасности, возможно достичь широкого общественного признания атомной энергетике.

«С сожалением приходится констатировать тот факт, что достоверная информация по проблемам ядерной энергетике часто не доходит до населения и широких кругов научной общестственности, в то время как нужда в ней после черновильских событий особенно велика» (Генеральный директор ПО «Запорожская АЭС» – Бронников В. К., 1994 г.).

Дорогие читатели, Ваши замечания и пожелания просим направлять по адресу:

49010, г. Днепропетровск, ул. Лазаряна, 2, ДНУЖТ,
кафедра «Гидравлика и водоснабжение», т. (056) 373-15-09,
e-mail: dnuzt@diit.edu.ua; gidro_eko@ukr.net.

ГЛАВА 1

Физические основы использования ядерной энергии

Радиация и земная жизнь—это два естественных спутника, переплетенных и спокойно существующих совместно на планете Земля уже сотни миллионов лет. По этой причине радиация, как таковая, не опасна для человека. Опасаться следует лишь её повышенных доз, так же как повышенных доз любых других воздействий на организм человека — химических, тепловых или механических.

Из книги «Мир атомной энергии», 2007 г.

1.1 Радиоактивный распад и радиоактивность

Как известно, все в мире состоит из молекул, которые представляют собой сложные комплексы взаимодействующих атомов. Молекулы — это наименьшие частицы вещества, сохраняющие его свойства. В состав молекул входят атомы различных химических элементов.

Атом — наименьшая частица химического элемента. По строению он похож на солнечную систему в миниатюре: вокруг крошечного ядра движутся по орбитам «планеты» — электроны. Размеры ядра в сотни тысяч раз меньше размеров самого атома, но плотность его очень высока, поскольку масса ядра почти равна массе всего атома [33].

Согласно протонно-нейтронной модели, атомные ядра состоят из элементарных частиц двух видов: протонов и нейтронов. Известно, что заряд протона – положительный и равен заряду электрона, то есть $1,6 \cdot 10^{-19}$ к, а масса – 1,0076 атомных единиц массы (а.е.м.).

Нейтрон не имеет электрического заряда, его масса равна приблизительно 1,009 а.е.м.

Одна атомная единица массы (а.е.м.) равна 1/12 массы атома углерода и связана с килограммом соотношением $\text{а.е.м.} = 1,6605 \cdot 10^{-27}$ кг; 1 а.е.м. соответствует энергии 931,5 МэВ.

Число протонов в ядре совпадает с зарядом ядра и равняется числу электронов в атомной оболочке, поэтому атом в целом нейтрален. Следовательно, число протонов в ядре равно атомному номеру элемента в таблице Менделеева. Например, атомы водорода имеют один протон в ядре, гелия – 2, углерода – 6, урана – 92.

Массовым числом ядра называют сумму числа протонов и числа нейтронов в ядре.

Так как массы протона и нейтрона близки друг к другу, то массовое число очень близко к относительной атомной массе элемента.

Указанные в таблице Менделеева относительные атомные массы некоторых элементов отличаются от целого числа. Так, для бора она равна 10,81, для хлора – 35,45. Почему? По той причине, что ядра одного и того же химического элемента

могут отличаться числом нейтронов при одинаковом числе протонов в ядре и электронов в электронной оболочке.

Такие ядра имеют одинаковые химические свойства и располагаются в одной клетке таблицы Менделеева. Атомы, имеющие ядра с одинаковым числом протонов, но отличающиеся по числу нейтронов, относятся к разновидности одного и того же химического элемента и называются **изотопами** или **нуклидами** данного элемента. Химически простые природные вещества являются смесью изотопов. Так, бор состоит из смеси двух изотопов: 20% его составляет изотоп с массовым числом 10 (5 протонов, 5 нейтронов), а 80% – с массовым числом 11 (5 протонов и 6 нейтронов).

Порядковый номер изотопа в таблице Менделеева и массовое число полностью характеризуют состав ядра. Символически это записывается так A_ZX , где X – химический символ элемента; заряд ядра записывается в виде индекса, состоящего внизу слева, а массовое число – в виде индекса вверху слева. Например, обычный изотоп водорода обозначается символом 1_1H , дейтерий – символом 2_1H (изотоп водорода, ядро которого состоит из одного протона и одного нейтрона); у гелия 2 изотопа: 3_2He , 4_2He .

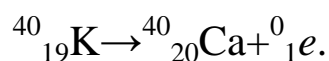
Все существующие в природе нуклиды можно разделить на две большие группы. К одной из них относятся нуклиды, ядра которых стабильны, т.е. способны сохраняться в неизменном виде в течение сколь угодно больших промежутков

времени. Ко второй группе относятся нуклиды с нестабильными ядрами, которые, испуская альфа- или бета-частицу превращаются в ядра атомов других элементов. Процесс такого превращения называется **радиоактивным распадом**, а соответствующие нуклиды – **радиоактивными нуклидами**, или короче – **радионуклидами**.

Все природные химические элементы от водорода до свинца имеют, как правило, один или несколько стабильных изотопов и еще несколько радиоактивных, т.е. способных испускать потоки заряженных частиц. Наиболее распространенными среди **радиоактивных превращений** являются **альфа-распад**, **бета-распад** (излучение электрона или позитрона) и самопроизвольное деление ядер атомов.

При **альфа-распаде** ядро излучает альфа-частицу, представляющую собой дважды ионизированный атом гелия или ядро ${}^4_2\text{He}$. При этом излучающее ядро теряет положительный заряд, равный $2e$, и его масса убывает на 4 атомные единицы. В результате альфа-распада элемент смещается на две клетки к началу периодической системы. Символически это можно записать так: ${}^{238}_{92}\text{U} \rightarrow {}^{234}_{90}\text{Th} + {}^4_2\text{He}$.

При **бета-распаде** из ядра вылетает электрон, что увеличивает заряд ядра на единицу. Масса же его остается почти неизменной:



Здесь символом 0_1e обозначается электрон; индекс «0» сверху указывает, что масса электрона очень мала по сравнению с атомной единицей массы. После бета-распада элемент смещается на одну клетку к концу периодической таблицы.

Но как же из ядра вылетают электроны, если их там нет? Оказывается, при бета-распаде нейтрон превращается в протон с испусканием электрона. Последний и вылетает из ядра со скоростью, близкой к скорости света.

Гамма-излучение представляет собой поток гамма-квантов, фотонов большой энергии. Оно не сопровождается изменением заряда, масса же ядра меняется ничтожно мало.

Энергия α -частиц у известных в настоящее время радионуклидов лежит в диапазоне 3-9 МэВ. Слой воздуха 8-9 см полностью поглощает α -частицы указанных энергий. Их пробег в воде и мягкой биологической ткани составляет несколько десятков микрометров. Для защиты от α -излучения достаточно одного листа обычной бумаги (толщиной 0,2 мм).

Максимальная энергия β -частиц, испускаемых различными радионуклидами, составляет 0,1-3,5 МэВ. Их пробег в воздухе равен 0,2-1,4 м, а в воде и мягкой биологической ткани 0,02 – 1,9 см. Эффективную защиту от β -частиц обеспечивает, например, алюминиевая пластина толщиной не менее 6мм. Отметим, что относительное изменение пробегов α - и β -частиц в различных веществах пропорционально отношению плотности этих веществ.

Наиболее проникающим является γ -излучение. Энергия, испускаемая различными радионуклидами, варьируется в пределах от 0,1 до 2,0 МэВ. Для ослабления в 2 раза потока γ -излучения с указанными энергиями требуется слой воды, равный 4 м 14см, или слой свинца, равный 0,12 и 1,4 мм соответственно. Для защиты от него необходим экран из свинцовых пластин толщиной 15 см или толстых бетонных плит толщиной 3 м.

Правила смещения показывают, что при радиоактивном распаде сохраняются электрический заряд и число нуклонов (протонов и нейтронов), а возникающие новые ядра, как правило, также радиоактивны. Для каждого радиоактивного вещества существует интервал времени, на протяжении которого активность убывает в 2 раза. Этот интервал времени называется **периодом полураспада** – это время, в течение которого распадается половина наличного числа радиоактивных атомов.

Для разных веществ период полураспада отличается: одни из них быстрее распадаются, демонстрируя интенсивность радиоактивных превращений, другие медленнее. Например, для урана $^{238}_{92}\text{U}$ период полураспада $T_{1/2}$ равен 4,5млрд. лет, для радия $T_{1/2}=1600$ годам, для кобальта $^{60}_{27}\text{Co}$ $T_{1/2}=5,3$ года. Поэтому период полураспада $T_{1/2}$ характеризует активность радионуклида A , то есть определяет количество распадов атомных ядер в 1 с. Активность прямо пропорциональна числу

атомных ядер (N) и обратно пропорциональна периоду полураспада ($T_{1/2}$):

$$A = 0,693 N / T_{1/2}$$

Активность радионуклида A в системе СИ измеряют в беккерелях (Бк). 1 беккерель равен активности радионуклида, в котором в 1 с происходит один акт распада. На практике также применяют единицу активности кюри (Ки): $1 \text{ Ки} = 3,7 \cdot 10^{10} \text{ Бк}$.

ВИД ИЗЛУЧЕНИЯ	НУКЛИД	ПЕРИОД ПОЛУРАСПАДА
α	Уран-238	4.47 млрд. лет
β	Торий-234	24.1 суток
β	Протактиний-234	1.17 минут
α	Уран-234	245000 лет
α	Торий-230	8000 лет
α	Радий-226	1600 лет
α	Радон-222	3.823 суток
α	Полоний-218	3.05 минут
β	Свинец-214	26.8 минут
β	Висмут-214	19.7 минут
α	Полоний-214	0.000164 секунды
β	Свинец-210	22.3 лет
β	Висмут-210	5.01 суток
α	Полоний-210	138.4 суток
	Свинец-206	Стабильный

Рис. 1.1 Схема распада урана-238

1.2 Использование явления деления ядер для производства энергии

Одним из природных атомов – уран-235 – обладает особым свойством: время от времени то одно, то другое его атомное ядро само по себе распадается на две половинки, при этом из ядра вылетают два или три нейтрона. Это фундаментальное явление было открыто в 1938 году немецким ученым Ганом и Штрассманом, что заложило основу для практического использования ядерной энергии.

Ядра тяжелых элементов – урана, плутония и некоторых других – обладают свойством интенсивно поглощать тепловые нейтроны. После акта захвата нейтрона тяжелое ядро с вероятностью $\approx 0,8$ делится на две примерно равные по массе части ($M_1:M_2 \approx 2:3$), называемые осколками, или продуктами деления.

При этом испускаются быстрые нейтроны – в среднем около 2,5 нейтронов на каждый акт деления. Кроме того, испускаются отрицательно заряженные бета-частицы и нейтральные гамма-кванты.

В результате реакции деления ядра на две части суммарная масса продуктов деления становится меньше массы исходного ядра, т.е. в ходе ядерной реакции происходит потеря массы вещества, которая согласно теории А. Эйнштейна про-

порциональна освобождающейся во время ядерной реакции энергии ($\Delta E = \Delta m \cdot c^2$).

Формула $\Delta E = \Delta m \cdot c^2$ показывает взаимосвязь между массой и энергией. Известно, что скорость света равна $2,988 \cdot 10^8$ м/с, значит, массе 1 кг соответствует энергия в 24,8 млрд. кВт·ч.

Таким образом, в ходе деления ядер энергия связи частиц в ядре преобразуется в кинетическую энергию осколков деления, нейтронов и других частиц. Эта энергия расходуется затем на тепловое возбуждение составляющих вещество атомов и молекул, т.е. на его нагрев.

При полном распаде 1 кг урана-235 потеря массы равна 1г, а масса продуктов распада составляет 999 г. При этом освобождается 24000000 кВт·ч энергии, что эквивалентно энергии, образуемой при сжигании 3000000 кг угля.

Нейтроны, которые образуются при делении ядер урана, могут сталкиваться с другими ядрами урана и также вызывать их деление.

Если каждый раз при таком делении ядер число новообразованных нейтронов будет равняться числу нейтронов, образованных при предыдущем делении, или будет превышать их, то в этой массе урана будет происходить **самоподдерживающаяся цепная ядерная реакция**. Под цепной реакцией деления следует понимать целую серию процессов, в которых участвуют образующиеся в определенный момент при деле-

нии нейтроны одного поколения до момента порождения ими новых актов деления, обеспечивающих появление следующего поколения.

Такие условия можно создать, если природный уран-235 поместить в вещество, которое эффективно замедляет быстрые нейтроны до тепловых энергий (менее 1 эВ). Такими замедлителями являются, например, углерод и тяжелая вода.

Отношение количества нейтронов в двух последовательных поколениях называется **коэффициентом размножения нейтронов**. Это соотношение не учитывает потерю нейтронов (до или после замедления), обусловленную выходом из умножающей среды, и является характеристикой бесконечной активной среды. Поэтому в действительности используется **эффективный коэффициент размножения**, который учитывает вероятность того, что быстрые и соответственно тепловые нейтроны не выйдут из активной зоны.

Эффективный коэффициент размножения (k_{ef}) определяет развитие цепной реакции:

- при $k_{ef} > 1$ число нейтронов и актов деления возрастает экспоненциально, цепная реакция саморазвивается, а режим называется **сверхкритическим**.

- при $k_{ef} < 1$ число нейтронов и актов распада уменьшается; а реакция протекает медленнее, режим называется **субкритическим**.

- при $k_{\text{ef}}=1$ цепная реакция протекает стационарно. Этот режим называют **критическим**.

Для поддержания коэффициента эффективного размножения на необходимом уровне требуется выполнение определенных условий: наличие достаточного количества делящегося материала и соответствующего замедлителя, взаимное расположение их с соблюдением определенной геометрии, снижение потерь нейтронов и т.д.

1.3 Нормирование радиоактивных излучений

Как юридическая основа нормирования ионизирующих излучений в Украине с 1998 года действует нормативный документ «Нормы радиационной безопасности Украины» (НРБУ-97), которые являются обязательными для выполнения на территории Украины всеми юридическими и физическими лицами (резидентами и нерезидентами), которые осуществляют практическую деятельность [1–8].

Установлены такие категории лиц, которые подвержены излучению:

Категория А (персонал) – личности, которые постоянно или временно работают непосредственно с источниками ионизирующих излучений.

Категория Б (персонал) – личности, которые непосредственно не работают с источниками ионизирующих излучений, но в связи с расположением рабочих мест в помещениях

и на промышленных площадках объектов с радиационно-ядерными технологиями могут получать дополнительное излучение.

Категория В – все население.

Лимит дозы (ЛД) – основной радиационно-гигиенический норматив, целью которого является ограничение излучения лиц категории А, Б и В от всех индустриальных источников ионизирующего излучения в ситуациях практической деятельности.

Для лиц категорий А и Б лимиты доз устанавливаются в сроках индивидуальной годовой эффективной дозы и эквивалентных доз внешнего излучения (лимиты годовой эффективной и эквивалентной доз). Ограничение излучения лиц категории В (население) осуществляется введением лимитов годовой эффективной и эквивалентной доз критических групп категории В.

Последнее означает, что значение годовой дозы излучения лиц, которые входят в критическую группу, не должно превышать лимит дозы, установленной для категории В.

Радиоактивный распад происходит со строго определенной для каждого радионуклида скоростью.

Скорость распада радионуклида называется *активность*. За единицу активности в Международной системе единиц (SI) принят беккерель (Бк). Один беккерель равен одному ядерному превращению в секунду для одного любого радионуклида.

Активность также измеряется внесистемной единицей кюри (Ки):

$$1\text{Ки} = 3,7 \cdot 10^{10} \text{Бк}$$

Количество энергии ионизирующего излучения, поглощенного единицей массы вещества, называется *дозой*. Эта величина используется для оценки действия ионизирующего излучения на любые вещества и живые организмы. Различают экспозиционную, углубленную, эквивалентную, эффективную эквивалентную, ожидаемую и коллективную дозу.

Экспозиционная доза – мера ионизации воздуха в результате действия на него фотонов, равна отношению суммарного электрического заряда dQ ионов одного знака, созданного ионизирующим излучением, поглощенным некоторой массой воздуха, к массе этого воздуха dM :

$$D_{\text{эксп}} = \frac{dQ}{dM}$$

В системе SI единицей экспозиционной дозы является кулон на килограмм (Кл/кг); внесистемная единица экспозиционной дозы – рентген (Р). Они соотносятся таким образом:

$$1\text{Р} = 2,58 \cdot 10^{-4} \text{Кл/кг}$$

$$1\text{Кл/кг} = 3,38 \cdot 10^3 \text{Р}$$

При дозе 1 Р в 1 см³ воздух при температуре 0°С и давлении 760 мм ртутного столба создается $2,08 \cdot 10^9$ пар ионов, которые несут заряд величиной одной электростатической единицы количества электричества каждого знака.

Это соответствует поглощению энергии $0,113 \text{ эрг/см}^3$ или $87,7 \text{ эрг/г}$. Экспозиционная доза характеризует радиационную обстановку независимо от свойств объекта, который облучается. Считается, что в точке, удаленной на 1 м от источника радия массой 1 г (т. е. активностью приблизительно 1 Ки), за 1 год накапливается экспозиционная доза 1 рентген.

Поглощенная доза – отношение суммарной энергии ионизирующего излучения dE , поглощенного веществом, к массе этого вещества dM :

$$D_{\text{полгл}} = \frac{dE}{dM}$$

Единицей поглощенной дозы в SI является грей (Гр). 1 Гр соответствует поглощению 1 Дж энергии ионизирующего излучения веществом массой 1 кг. Внесистемная единица – рад. Между единицами существует такое соотношение:

$$1 \text{ Гр} = 1 \text{ Дж/кг} = 100 \text{ рад},$$

$$1 \text{ рад} = 10^{-2} \text{ Гр}$$

1 Рад соответствует поглощению 100 эрг энергии вещества.

Кроме того, для измерения поглощенной дозы часто используется керма (от англ. «kerma» – kinetic energy released per unit mass, имеющая такой перевод: кинетическая энергия, освобождаемая на единицу массы). Эта величина характеризует меру поглощенной дозы побочно ионизирующих излучений.

Керма (K) является суммой первичных кинетических энергий dE_N всех заряженных частиц, появившихся в элементарном объеме вещества в результате действия на нее побочно ионизирующих излучений, отнесенных к массе вещества в этом объеме dM :

$$K = dE_N/dM$$

Единица измерения кермы – грей. Часто используют понятие «керма для единичного флюенса» (K_p). Оно соответствует керме для флюенса частиц, при которой в объем излучаемого вещества с площадью поперечного сечения 1 м^2 попадает одна частица.

Для биологических тканей поглощенная доза рентгеновского и гамма-излучения 0,96 рад соответствует экспозиционной дозе 1 Р.

Одна и та же поглощенная доза разных видов ионизирующих излучений приводит к разным эффектам в биологических объектах. При одинаково поглощенной дозе альфа-излучение намного опаснее чем бета- и гамма-излучение. Поэтому используется понятие *эквивалентной дозы излучения* ($D_{\text{экв.}}$). Эта величина равна произведению поглощенной дозы в биологической ткани на коэффициент качества излучения, учитывающий биологическую эффективность разных видов излучения:

$$D_{\text{экв}} = D_{\text{погл}} \cdot K$$

Чем больше K , тем опаснее излучение при одинаково поглощенной дозе. Для рентгеновского излучения, гамма-квантов, бета-частиц и ускоренных электронов $K=1$, для быстрых нейтронов и ускоренных электронов $K=10$, для альфа-частиц и тяжелых ядер отдачи $K=20$.

Единицей эквивалентной дозы излучения в СИ является зиверт (Зв). 1 Зв соответствует поглощенной дозе 1 Дж/кг для рентгеновского, бета- и гамма-излучений. Внесистемной единицей эквивалентной дозы излучения является рем:

$$1 \text{ Зв} = 100 \text{ рем.}$$

Следует учитывать, что ткани и органы живого существа имеют разную чувствительность к действию излучения. Например, при одинаковой эквивалентной дозе излучения возникновение раковой опухоли в легких вероятнее, чем в щитовидной железе. Облучение половых желез особенно опасно из-за риска генетических последствий. Поэтому дозы облучения органов и тканей следует учитывать с разными коэффициентами. Умножив эквивалентные дозы на соответствующие коэффициенты и суммировав полученные значения для всех органов и тканей, получают *эффективную эквивалентную дозу* (ЭЭД). Она оценивает суммарный эффект излучения для организма и измеряется в зивертах.

Сумма индивидуальных эффективных доз, полученных группой людей, называется *эффективной коллективной дозой*, которая измеряется в человеко-зивертах (чел.-Зв). Эффектив-

ную коллективную эквивалентную дозу, которую получают много поколений людей от какого-нибудь радиоактивного источника, называют *ожидаемой полной эффективной коллективной эквивалентной дозой*.

Оперативный контроль за радиационной обстановкой ведут по мощности эквивалентной дозы (H). Она определяется отношением величины прироста дозы dD, поглощенной за единичный интервал времени, к величине этого интервала dt:

$$H=dD/dt.$$

Единицы измерения мощности: поглощенной дозы Гр/с, экспозиционной дозы – А/с и эквивалентной дозы – Зв/с.

В таблице 1.1 приведены все основные единицы измерения радиоактивных и ионизирующих излучений.

Наиболее распространенные методы регистрации радиоактивных излучений и частиц базируются на их ионизирующем, тепловом и химической действии. В первую очередь это химические, колориметрические и фотографические методы. Для регистрации ионизирующих излучений используют ионизационные камеры, счетчик Гейгера-Мюллера и сцинтилляционные счетчики.

Мощность дозы внешнего гамма-излучения измеряют разными дозиметрами, например типа ДРГ-01Т и др. Для ориентировочной оценки мощности дозы допускается использование индикаторных приборов типа СРП-68.

Таблица 1.1 Единицы измерения радиоактивных и ионизирующих излучений [9]

Название величины	Единицы измерения		Соотношение между единицами измерения
	В системе SI	Внесистемные	
Активность радионуклида	беккерель (Бк)	кюри (Ки)	$1 \text{ Бк} = 1 \text{ с}^{-1} = 12,7 \cdot 10^{-11} \text{ Ки}$ $1 \text{ Ки} = 3,7 \cdot 10^{10} \text{ Бк}$
Поверхностная активность (плотность загрязнения)	беккерель на квадратный метр (Бк/м ²)	кюри на квадратный сантиметр (Ки/см ²), МКи/см ² , мкКи/см ² , Ки/м ² , Ки/км ²	$1 \text{ Бк/м}^2 = 2,7 \cdot 10^{-15} \text{ Ки/см}^2 = 2,7 \cdot 10^{-11} \text{ Ки/м}^2 = 2,7 \cdot 10^{-5} \text{ Ки/км}^2$ $1 \text{ Ки/см}^2 = 3,7 \cdot 10^{14} \text{ Бк/м}^2$ $1 \text{ Ки/м}^2 = 3,7 \cdot 10^{10} \text{ Бк/м}^2$ $1 \text{ Ки/км}^2 = 3,7 \cdot 10^4 \text{ Бк/м}^2$
Объемная активность (концентрация)	беккерель на кубический метр (Бк/м ³)	кюри на литр (Ки/л), МКи/л	$1 \text{ Бк/м}^3 = 2,7 \cdot 10^{-14} \text{ Ки/л}$ $1 \text{ Ки/л} = 3,7 \cdot 10^{13} \text{ Бк/м}^3$
Удельная активность (концентрация)	беккерель на килограмм (Бк/кг)	кюри на грамм (Ки/г), МКи/г, мкКи/г	$1 \text{ Бк/кг} = 2,7 \cdot 10^{-11} \text{ Ки/кг}$ $1 \text{ Ки/кг} = 3,7 \cdot 10^{10} \text{ Бк/кг}$
Поглощенная доза	грей (Гр)	рад (рад), Мрад, мкрад	$1 \text{ Гр} = 10 \text{ рад} = 1 \text{ Дж/кг}$ $1 \text{ рад} = 10^{-2} \text{ Гр}$
Мощность поглощенной дозы	грей на секунду (Гр/с)	рад на секунду (рад/с), Мрад/с, мкрад/с, рад на час (рад/ч), Мрад/ч, мкрад/ч	$1 \text{ Гр/с} = 100 \text{ рад/с}$ $1 \text{ рад/с} = 10^{-2} \text{ Гр/с}$
Эквивалентная доза	зиверт (Зв)	рем (рем), Мрем, мкрем	$1 \text{ Зв} = 100 \text{ рем} = 1 \text{ Дж/кг}$ $1 \text{ рем} = 10^{-2} \text{ Зв}$
Мощность эквивалентной дозы	зиверт на секунду (Зв/с)	рем на секунду (рем/с), Мрем/с, мкрем/с, рем на час (рем/ч), Мрем/ч, мкрем/ч	$1 \text{ Зв/с} = 100 \text{ рем/с}$ $1 \text{ рем} = 10^{-2} \text{ Зв/с}$
Экспозиционная доза	кулон на килограмм (Кл/кг)	рентген (Р)	$1 \text{ Кл/кг} = 3,88 \cdot 10^3 \text{ Р}$ $1 \text{ Р} = 2,58 \cdot 10^{-4} \text{ Кл/кг}$ $1 \text{ Р} = 0,87 \text{ рад (в воздухе)}$ $1 \text{ Р} = 0,95 \text{ рад (в биотканях)}$
Мощность экспозиционной дозы	кулон на килограмм на секунду (Кл/(кг·с)) или ампер на килограмм (А/кг)	рентген на секунду (Р/с), МР/с, мкР/с, рентген на час (Р/ч), МР/ч, мкР/ч	$1 \text{ Кл/(кг·с)} = 1 \text{ А/кг} = 3,88 \cdot 10^3 \text{ Р/с}$ $1 \text{ Р/с} = 2,58 \cdot 10^{-4} \text{ Кл/(кг·с)}$

Измерение мощности дозы в помещениях производится на высоте 1 м в центре комнаты, а на открытой местности – не меньше чем за 30 м от ближайшего здания высотой 1 м.

1.4 Природные ионизирующие факторы окружающей среды

Ионизирующим излучением называют потоки частей и электромагнитных квантов, прохождение которых через вещество, клетку, ткань, организм приводит к ионизации и возбуждения атомов или молекул, что их образуют [12, 32, 35]. Ионизирующее излучение, которое попадает на землю из космоса (альфа-, бета-частицы и гамма-излучение), получаются в результате радиоактивного распада атомных ядер. Искусственное ионизирующее излучение (электроны, позитроны, протоны и др., а так же электромагнитное излучение гамма-рентгеновского и оптического диапазона) образуется в разных ускорителях, аппаратах и др.

Атомы одного химического элемента, ядра которого содержат разное количество нейтронов, называется изотопами. Например, существует несколько изотопов кислорода, углерода. Некоторые изотопы радиоактивны, другие нет. Радиоактивные изотопы нестабильны и во время распада превращаются в другие изотопы, при этом создавая излучение. Каждый радиоактивный изотоп характеризуется атомной массой и скоростью распада. Эту скорость принято расценивать периодом

полураспада – величиной, стабильной для данного изотопа (внешние условия не влияют на скорость разрушения). Период полураспада радиоактивных изотопов разных химических элементов колеблется от нескольких секунд до тысяч лет. Для полного распада изотопа нужно не менее 10 периодов полураспада. Проникающая сила излучения зависит от энергии. Большинство экологически значимых радиоактивных изотопов имеет энергию от $0,16 \cdot 10^{-13}$ до $0,8 \cdot 10^{-12}$ Дж. Чем выше энергия, тем больше в пределах данного типа излучения потенциальный убыток для биологического материала. Но, с другой стороны, изотопы с высокой энергией легко определяются в очень не больших количествах. Поэтому они удобнее как «метки», или индикаторы.

В зависимости от действия на живой организм излучения подразделяются на внешние и внутренние. Внешнее излучение предполагает, что внешний источник действия находится за пределами организма. Это излучение формируется тремя составными:

- космическое излучение;
- излучение радионуклидов, рассеянных в биосфере;
- излучение материалов и зданий, созданных человеком.

В случае если радиоактивные вещества с едой, водой или вдыхаемым воздухом попадают внутрь организма, появляется источник внутреннего излучения.

Таблица 1.2 Экологически значимые природные изотопы, которые берут участие в создании фонового излучения

Изотоп	Период полураспада, годов	Излучение
Уран-235 (^{235}U)	$7 \cdot 10^8$	α ***, γ *
Уран-238 (^{238}U)	$5 \cdot 10^9$	α ***
Радий-226 (^{226}Ra)	1620	α ***, γ *
Торий-232 (^{232}Th)	$1,4 \cdot 10^{10}$	α ***
Калий-40 (^{40}K)	$1,3 \cdot 10^9$	β ***, γ ***
Углерод-14 (^{14}C)	5568	β *

Примечания:

*Очень низкая энергия – $0,32 \cdot 10^{-13}$ Дж.

**Сравнительно низкая энергия – $0,32 \cdot 10^{-13} \dots 0,6 \cdot 10^{-12}$ Дж (изотопы с данным видом энергии в данной таблице не приводятся).

***Высокая энергия – $0,16 \cdot 10^{-12} \dots 0,48 \cdot 10^{-12}$ Дж.

Космическое излучение. Протоны и наиболее тяжелые ядерные частицы, имеющие огромную энергию, сталкиваются с ядрами атмосферного азота, кислорода, аргона, и на высоте 20 км возникает вторичное высокоэнергетическое излучение, состоящее из мезонов, нейтронов, протонов, электронов. В результате образуются космогенные радионуклиды, которые попадает на поверхность Земли с осадками и циркулируют в окружающей среде К ним относятся тритий, углерод-14, бериллий-7, натрий-22 и другие (всего 14 радионуклидов).

Характер процессов, происходящих при взаимодействии космического излучения с веществом атмосферы, обуславливает интенсивность первичного и вторичного космического излучения, которая у земной поверхности до некоторой степени является функцией высоты, геомагнитной широты и солнечной активности (табл. 1.3).

Строя города и поселки на высокогорье, необходимо учитывать повышенное космическое излучение в этих местах и жилые дома должны быть достаточно защищены. Каждый житель нашей планеты в течение года из космоса получает дозу облучения примерно 300 мкЗв, а экипаж и пассажиры во время полета на высоте 8-10 км в течение двух часов получают дозу, равную дозе космического излучения на поверхности Земли за год.

Влияние периодических колебаний интенсивности космического излучения возле земной поверхности на дозу облучения человека небольшое. Небольшое влияние и большинства солнечных вспышек на суммарную дозу облучения, хотя мощность дозы космического потока возле земной поверхности при некоторых вспышках может в течение нескольких часов увеличиться в несколько раз.

Таблица 1.3 Космическое излучение на разной высоте

Высота, км	Мощность эквивалентной дозы		Среднегодовая доза для средних широт	
	мкЗв/ч	мрем/ч	мкЗв	мрем
0	0,035	0,0035	300	30
4	0,2	0,02	1750*	175*
10	2,9	0,29	—	—
20	12,7	1,27	—	—

Примечание. *Для условий высокогорья.

Излучение радионуклидов, рассеянных в биосфере. Обычно относительно высокий уровень γ -излучения наблюдается в районах выхода гранитных пород. Во многих районах Украины мощность экспозиционной дозы, обусловленной из-

лучением урана грунта, составляет $1,43 \cdot 10^{-13} \dots 2,15 \cdot 10^{-13}$ А/кг, а тория – $1,43 \cdot 10^{-13} \dots 3,59 \cdot 10^{-13}$ А/кг. Этот уровень излучения существовал на Земле в геологическое обозримое время, и из-за которого произошла природная эволюция живых организмов.

Внутреннее излучение бионтов формируется радионуклидами, которые накапливаются в их тканях в процессе поглощения полезных веществ из окружающей среды. Количество этих радионуклидов в организме, как правило, не превышает определенный уровень. В растениях это достигается благодаря тому, что радиоактивные изотопы, которые переходят с полезными веществами, в основном откладывается в органах, что растут, и их частях, у животных – благодаря установлению подвижного равновесия между их поступлением и выделением.

Через корневую систему растения преимущественно поглощают изотопы водорода, калия, рубидия, урана, через надземные органы – углерода, рубидия, полония. Но независимо от путей поступления, анатомо-физическая структура растений такова, что внутреннее их облучения в основном обусловлено α - и β -частицами. Вклад γ -излучения относительно небольшой.

У человека, млекопитающих, птиц и других аэробиионтов, которые имеют легочный аппарат, внутреннее облучение формируется двумя составляющими: радионуклидами, кото-

рые отложились в тканях, и радионуклидами, задержавшихся в слизистой оболочке органов дыхания.

При достаточно больших размерах тела бионта, превышающих длины пробега α - и β -частиц, их энергия полностью поглощается тканями организма. В таких случаях тканевая доза напрямую зависит от количества радионуклида, который содержится в организме, и энергии частиц, выпускаются ним (табл. 1.4, 1.5).

Таблица 1.4 Эталонные тканевые дозы инкорпорированных радионуклидов для человека

Изотоп	Ткань	Эффективная (ОБЕ) энергия, поглощения тканью во время распада радионуклида, Дж	Эталонная доза, Бк/кг	Мощность тканевой дозы, Вт/кг		
				за час	за месяц	за год
^3H	Мышечная	$0,16 \cdot 10^{-14}$	3,70	$0,77 \cdot 10^{-4}$	$0,39 \cdot 10^{-1}$	5,68
^{14}Ca	Жировая	$0,87 \cdot 10^{-14}$		$0,39 \cdot 10^{-3}$	$0,21 \cdot 10^{-1}$	3,03
^{40}K	Мышечная	$0,10 \cdot 10^{-12}$		$0,47 \cdot 10^{-2}$	2,33	346,9
^{97}Rb	Мышечная	$0,14 \cdot 10^{-13}$		$0,68 \cdot 10^{-3}$	0,363	53,6
^{210}Rb	Костная	$0,80 \cdot 10^{-14}$		$0,36 \cdot 10^{-4}$	$0,19 \cdot 10^{-1}$	2,71
^{210}Ro	Мышечная	$0,88 \cdot 10^{-11}$	0,37	$0,41 \cdot 10^{-1}$	22,29	3248
	Костная	$0,44 \cdot 10^{-10}$		0,216	113	16241
^{226}Ra	Костная	$0,77 \cdot 10^{-11}$		$0,36 \cdot 10^{-1}$	18,67	2725
	Мышечная					
^{228}Th	Костная	$0,88 \cdot 10^{-11}$		$0,39 \cdot 10^{-1}$	20,48	2989
	Мышечная					
^{238}U	Костная	$0,35 \cdot 10^{-10}$		0,169	87,60	12803,6
	Мышечная	$0,69 \cdot 10^{-11}$		$0,32 \cdot 10^{-1}$	16,59	2422

Таблица 1.5 Возможная доза облучения для некоторых населенных пунктов

Населенный пункт	Высота над уровнем моря, м	Экспозиционная доза, Кл/кг	Поглощенная доза, Гр	ОБЕ, Дж	Тканевая доза, Гр/час	Мощность тканевой дозы, Гр/год
Кавказ						
Казбек	1 500	$0,16 \cdot 10^{-10}$	$0,14 \cdot 10^{-10}$	2	$0,37 \cdot 10^{-3}$	28 697
Пичвквари	2 000	$0,18 \cdot 10^{-10}$	$0,18 \cdot 10^{-10}$		$0,48 \cdot 10^{-3}$	3 626
Памир						
Мургаб	4 000	$0,51 \cdot 10^{-10}$	$0,46 \cdot 10^{-10}$	2,3	$0,15 \cdot 10^{-2}$	112 899
Карпаты						
Быстрец (Говерла)	2 060	$0,16 \cdot 10^{-10}$	$0,15 \cdot 10^{-10}$	2	$0,46 \cdot 10^{-3}$	3 587

Среднюю тканевую дозу человека, который вдыхает воздух, в котором содержится радон и торий, можно определить следующим образом:

$$D_p = 5,83 \cdot 10^{10} C_p$$

$$D_T = 7,7 \cdot 10^{10} C_T,$$

где – D_p , D_T – мощность тканевой дозы радона и тория соответственно, Вт/кг;

– C_p , C_T – концентрация эманаций радона и тория соответственно, Бк/л.

Эти соотношения правильные при таких предположениях:

- концентрация радона и тория в воздухе постоянная;
- поступление в организм радона и тория равно их выделению с продуктами распада; в легких человека задерживается в среднем 60% аэрозольных частиц, несущих радиоактивные продукты распада радона и тория.

Для человека средняя тканевая доза, обусловленная продуктами распада радона и тория, при концентрации в воздухе эманаций около 11,1 Бк/м равна $2,5 \cdot 10^{-5}$ Дж/кг в год. Доза облучения базальных клеток бронхиального эпителия вследствие преимущественного осаждения на нем дочерних продуктов распада эманаций примерно в 5 раз больше дозы излучения альвеолярного эпителия. Поглощенная доза в теле человека от природных источников излучения на большей части суши составляет в среднем около 10^{-3} Дж/кг в год, 70...80% этой вели-

чины создает γ -излучения, остальное приходится на внутреннее облучение.

Природные лучевые нагрузки на человека, особенно те, что обусловленные γ -излучением, связанные с радиационным фоном строений, который определяется тремя составляющими:

- вторичным космическим излучением;
- γ -излучением строительных материалов;
- радиоактивностью аэрозолей.

Доза вторичного космического излучения находится в прямой зависимости от географического положения данного населенного пункта и типа строения жилья.

В земных условиях радиационный фон создают более 60 природных радионуклидов, в том числе 32 радионуклиды уран-радиевого и ториевого рядов, около 11 долгоживущих, которые не входят в эти ряды (калий-40, рубидий-87 и др.), – имеющие периоды полураспада от 10^7 до 10^{15} лет, а также космогенные радионуклиды.

Основной вклад в дозу внешнего облучения производят γ -излучающие нуклиды: свинец-214, висмут-214, торий-228, актиний-228, а также калий-40, находящиеся в основном в верхнем слое почвы. Внутреннее облучение человека осуществляется радионуклидами, которые попадают внутрь организма с воздухом, водой, пищей. Больше влияют радон, калий, радий, полоний и др.

Годовая доза зависит от геологических, почвенных, атмосферных и других условий. В районах с нормальным фоном годовая эффективная эквивалентная доза внутреннего облучения почти вдвое больше дозы внешнего облучения: они составляют соответственно около 1,35 мЗв (135 мрем) и 0,65 мЗв (65 мрем), из них 0,3 мЗв (30 мрем) приходится на космическое излучение. ЭЭД здесь приводится для того, чтобы обеспечить сопоставимость последствий неравномерного и равномерного облучения тела.

Следует отметить, что при естественном ионизирующего излучения годовая доза облучения детского организма в 1,5 раза выше, чем для взрослых. Это объясняется особенностью физиологии детского организма. Так, дети получают в среднем 3 мЗв (300 мрем) продуктов распада радона с воздухом, который вдыхается. В то же время период полувыведения цезия-137 у взрослых составляет 70...140 (в среднем 110) суток, а у детей в зависимости от возраста, от 50 до 20 суток (дети в зависимости от возраста имеют различные сроки метаболических (обменных) процессов). Чем моложе организм, тем быстрее при прочих равных условиях он очищается от инкорпорированных радионуклидов.

В естественных условиях радионуклиды попадают в воду, почву, живые и растительные организмы. Поэтому определенный интерес представляет вопрос о характер распределения радионуклидов в этих средах.

Средние доли полной активности радионуклидов составляют, %:

в воде.....	27
в песчаной почве.....	45
в биомассе.....	28

Несмотря на малую адсорбцию песка, основная доля средней активности приходится именно на этот материал, что должно учитываться при изготовлении строительных материалов и изделий.

Одним из факторов, влияющих на распределение радионуклидов в различных средах, является солевой состав воды.

Из данных таблицы 1.6 видим, что с увеличением содержания кальция в воде водоемов происходит переход активности Sr-90 из почвы (донных отложений) и биомассы в воду. Это имеет значение, как при получении питьевой воды, так и при использовании таких вод в строительстве.

Таблица 1.6 Доля общей активности стронция Sr-90 в компонентах модельного водоема с разной концентрацией кальция в воде, %

Концентрация кальция, мг/л	Общее количество стронция		
	Вода	Грунт	Биомасса
30	50	17	25
80	74	9	17

Поступления радиоактивных веществ в Киевское водохранилище в первый период ликвидаций последствий Чернобыльской аварии привел к радиоактивному загрязнению дон-

ных отложений. Как показывают данные мониторинга, происходит неуклонное продвижение на юг фронта повышенной концентрации радионуклидов в донных отложениях, что приводит к естественному перемещению осадков вниз по каскаду Днепровских водохранилищ. Это грозит ухудшением радиационной обстановки в Днепропетровске, Запорожье, Черкасах и других городах Приднепровья.



ГЛАВА 2

Радиоактивное загрязнение вод

Человеческой цивилизации необходимо абсолютно новое биосферное политическое видение, достаточно сильное для объединения настоящего и будущих поколений в решении невероятно трудной задачи – оздоровления нашей планеты. Я написал «Биосферную политику» в надежде, что внесу свой вклад в этот процесс.

Jesemy Rifkin, Biosphere politics. A New Consciousness for a New Century.

2.1 Источники радиоактивного загрязнения вод

Радиоактивность поверхностных вод складывается на двух различающихся по своему генезису частей: естественной и искусственной радиоактивности.

Радиоактивные изотопы, образующие естественный фон гидросферы, попадают в воду в результате активного взаимодействия вод с горными породами, почвами, атмосферой. Вследствие процессов выщелачивания и растворения радиоактивных минералов и пород поверхностные воды обогащаются ^{238}U , ^{226}Ra , ^{220}Rn , ^{40}K и другими изотопами. Взаимодействие природных вод с атмосферой приводит к попаданию в них продуктов «космического синтеза» элементов (^{14}C , ^{10}Be , ^3H).

Основными источниками искусственных радиоактивных изотопов в поверхностных водах являются: радиоактивные

выпадения после испытаний ядерного оружия; радиоактивные отходы топливного цикла реактора; радиоактивно-загрязненные сточные воды научно-исследовательских лабораторий и радиоактивные отходы, возникающие при применении изотопов в технике и медицине.

Из радиоактивных отходов, образующихся при мирном использовании ядерной энергии, наибольшее значение имеют отходы топливного цикла реактора. Общее количество возникающих при этом радиоактивных отходов может быть очень большим, поскольку в настоящее время в разных странах построено несколько сот реакторов; кроме того, радиоактивные отходы образуются при работе различных ядерных установок, которых только в США насчитывается свыше 4000.

Встречающиеся в природе радиоактивные изотопы присутствуют уже на ранней стадии топливного цикла, который включает несколько операций: добычу, переработку урановых руд, подготовку ядерного топлива и разделение изотопов различными методами, изготовление тепловыделяющих элементов (ТВЭЛов), работу реактора.

В процессе добычи урана и тория образуются пыль, растворимые соединения и газы, содержащие продукты распада U и Th.

Переработка урановых и ториевых руд включает дробление и обогащение исходной руды, химическую обработку руды, избирательное извлечение урана из растворов методами

осаждения, ионного обмена и экстракции. В основном радиоактивные дочерние продукты распада урана уносятся в потоке жидких отходов после химической обработки руды (табл. 2.1).

Таблица 2.1 Состав отходов от переработки урановой руды

Процесс	рН	Концентрация U ₃ O ₈ , г/л	Концентрация, 10 ⁻⁹ кюри/л		
			²²⁶ Ra	²³⁰ Th	²³⁴ Th+ ²³⁴ Ra
Кислотное выщелачивание, экстракция растворителями	1,5	0,10	4	39	120
Кислотное выщелачивание	3,3	0,003	5,4	1,2	48
То же	7,7	0,0003	0,33	0,028	0,18
>>	6,9	0,02	0,081	0,094	5,1
Щелочное выщелачивание	9,9	0,009	2,0	-	-
Противоэкстракциякислотно-выщелачивающим раствором	2,0	0,002	2,7	11	-

При разделении изотопов газодиффузионным методом отходами являются главным образом растворы, образующиеся при дезактивации оборудования. Основные радиоактивные примеси – изотопы урана, но если обрабатывается регенерированное топливо, то в радиоактивных отходах встречаются плутоний и продукты деления.

Радиоактивные отходы производства твэлов из естественного урана по характеру можно подразделить на три типа: жидкие, горючие твердые и негорючие твердые. К жидким относят разбавленные растворы кислот, используемых для очистки металла и травления. Удельная активность жидких и твердых радиоактивных отходов обычно невелика, и в некоторых странах их сбрасывают в реки и почвы без предварительной обработки.

Содержание наиболее важных радиоактивных изотопов в жидких отходах, образующихся при переработке облученного урана, приведено в таблице 2.2. Большинство приведенных в таблице 2.2 радиоактивных изотопов являются короткоживущими, но основную опасность представляют долгоживущие ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{106}Ru , ^{144}Ce .

Во время работы реактора, если оболочки твэлов не повреждены, основными радиоактивными отходами является использованные теплоносители (вода, воздух). Радиоактивные изотопы в теплоносителях образуются при облучении нейтронами самого теплоносителя, примесей, продуктов коррозии и конструкционных материалов реактора. Спектр возникающих при этом радиоактивных изотопов чрезвычайно широк.

Таблица 2.2 Состав отходов от переработки облученного урана

Изотоп	Концентрация, кюри/л	Изотоп	Концентрация, кюри/л
^{89}Sr	16,0	^{140}Ba	5,2
^{90}Sr	23,0	^{141}Ce	90,0
^{91}Y	$2,2 \cdot 10^2$	^{143}Pr	5,5
^{95}Zr	$2,7 \cdot 10^2$	^{144}Ce	$6,9 \cdot 10^2$
^{103}Ru	35,0	^{147}Nd	1,6
^{106}Ru	72,0	^{147}Pm	90,0
^{129}Te	3,1	^{151}Sm	0,56
^{137}Cs	20,0		

Радиоактивные отходы научно-исследовательских лабораторий весьма разнообразны по своему химическому составу и спектру изотопов. Они включают самые разнообразные изотопы, в том числе такие долгоживущие, как ^{90}Sr и ^{137}Cs . Уро-

вень удельной активности отходов обычно составляет менее 1 кюри/ m^3 .

В медицине применяют такие изотопы, как ^{131}I , ^{32}P , ^{98}Au , ^{45}Ca , ^{35}S и другие, активностью от одного до нескольких милликюри.

Радиоактивные изотопы применяют также в технике, например при использовании метода меченых атомов, но главным образом в виде герметизированных источников излучения (в гамма-дефектоскопии и т.д.); радиоактивные отходы в это случае могут иметь активность порядка нескольких милликюри.

Опасность проникновения радиоактивных изотопов в поверхностные воды заключается в следующем.

Во многих странах радиоактивные отходы, переработанные до установленных санитарной инспекцией допустимых уровней активности, сбрасывают непосредственно в реки, используемые как источники питьевой воды. Однако иногда радиоактивные отходы сбрасывают в реки без предварительной обработки.

Захоронение радиоактивных отходов (сброс радиоактивных отходов в почву, погружение контейнеров в моря и океаны, закачка радиоактивно-загрязненных вод в шахты и пр.) не всегда может надежно гарантировать неподвижность радиоактивных изотопов в месте захоронения. Неучтенные взаимодействия с окружающей средой могут привести к широкой

миграции радиоактивных элементов в подземные, а из них — в поверхностные воды.

Аварии ядерных реакторов и неисправности очистных сооружений могут привести к опасному загрязнению источников.

Следует иметь в виду, однако, что аварии на реакторах происходят весьма редко. Например, в соответствии с оценкой, выполненной в работе, частота аварий на реакторах составляет менее 10^{-2} на реакторах в год.

Следует заметить, что поверхностные воды могут загрязняться и при нормальной эксплуатации реакторов, особенно при разомкнуто первом контуре (АЭС с кипящими реакторами).

В условиях военного времени основным источником радиоактивных изотопов в питьевых водах будут являться продукты ядерных взрывов.

В связи с тем, что имеется реальная опасность проникновения радиоактивных изотопов в поверхностные воды, необходим тщательный систематический контроль вод поверхностных источников, используемых для приготовления питьевой воды. Параллельно этим мероприятиям серьезное внимание надо уделять разработке методов очистки питьевых и сточных вод.

2.2 Радиоактивное загрязнение поверхностных и подземных вод

Поскольку содержание естественных радиоактивных изотопов в горных породах (табл. 2.3) осадочных формациях и почвах значительно колеблется, то и содержание этих изотопов в поверхностных водах меняется от места к месту.

Таблица 2.3 Содержание естественных радиоактивных элементов в горных породах, %

Породы	Ra	U	Th
Ультраосновные	$1 \cdot 10^{-12}$	$3 \cdot 10^{-6}$	$6 \cdot 10^{-5}$
Основные	$2,7 \cdot 10^{-11}$	$8,0 \cdot 10^{-5}$	$3 \cdot 10^{-4}$
Средние	$6,0 \cdot 10^{-11}$	$1,8 \cdot 10^{-4}$	$7 \cdot 10^{-4}$
Кислые	$1,2 \cdot 10^{-10}$	$3,5 \cdot 10^{-4}$	$1,8 \cdot 10^{-3}$
Осадочные (глины, сланцы)	$1 \cdot 10^{-10}$	$3,2 \cdot 10^{-4}$	$1,1 \cdot 10^{-3}$
Метеориты	-	$(0,1 \div 3,6) \cdot 10^{-5}$	$(0,4 \div 8,0) \cdot 10^{-5}$

Содержание радия в питьевых водах разных стран может изменяться в сотни раз (табл. 2.4), достигая в некоторых случаях значений превосходящих допустимые для питьевой воды. Средняя концентрация радия в пресных водах составляет приблизительно $2 \cdot 10^{-13}$ *кюри/л*. В водах минеральных источников гораздо более высокие концентрации ^{226}Ra (до $7 \cdot 10^{-7}$ *кюри/л*).

Концентрация урана в р. Дунай (г. Измаил) – $0,41 \cdot 10^{-6}$ г/дм³, в р. Днестр (с. Майки) – $1 \cdot 10^{-6}$ г/дм³ [17].

Согласно учению В. И. Вернадского, геохимия тория лежит вне геохимии воды; и действительно, концентрация тория в водах рек и озер крайне низка, например в реках Австрии она изменяется в пределах $(0,5 \div 1) \cdot 10^{-6}$ г/л.

Таблица 2.4 Концентрация радия в питьевых водах разных стран, 10^{-12} кюри/л

Страна	Ra	Страна	Ra
США (в городах)	0,01-0,14	США (р. Колорадо):	
США (в сельской местности)	0,03	ниже Гранд-Джанкшена	39,0
Швеция	0,2-1,0	выше Гранд-Джанкшена	0,3
Англия (Лондон)	0,1	США (р. Сан-Мигуэль):	
Австрия (Бадгастейн)	0,62	ниже Урована	86,0
ФРГ (в городах)	0,2-2,3	выше Урована	4,9
		США (р. Анимас):	
		ниже Дюранга	3,3
		выше Дюранга	0,2

Значительно менее изучено распределение ^{40}K в гидросфере. Из немногочисленных опубликованных данных следует, что концентрация ^{40}K в водах рек составляет $7,7 * 10^{-12}$ кюри/л, а в водах озер – $1,3 * 10^{-11}$ кюри/л. В отдельных случаях концентрация ^{40}K может в значительной степени превышать приведенные выше значения. Концентрация ^{40}K для вод, богатых стабильным калием, равна $1,6 * 10^{-11}$ кюри/л.

Знание концентрации отдельных естественных радиоактивных изотопов в водах поверхностных источников (а не только суммарной активности естественного фона), имеет большое значение для надежного контроля за радиоактивным загрязнением внешней среды. В этом случае необходимо правильно оценить накопление со временем в поверхностных водах искусственных изотопов.

Изучению искусственной радиоактивности природных вод посвящено много исследований. Однако в большинстве

случаев приводятся данные о суммарной искусственной радиоактивности без подразделения на отдельные изотопы наблюдение за изменением суммарной радиоактивности проводят по β - или γ -излучению. Содержание радиоактивных изотопов в поверхностных водах зависит от местонахождения водоема, концентрации взвешенных частиц, времени года и периода, прошедшего с момента проведения испытаний ядерного оружия.

Более детальное рассмотрение этих данных позволяет сделать некоторые выводы:

1) наименьшей активностью обладают грунтовые воды, что связано с фильтрующим действием почв. Поглощающих в процессах сорбции ионного обмена и механического удерживания значительной части присутствующих в поверхностных водах радиоактивных изотопов;

2) наблюдается определенная тенденция к повышению активности от крупных водоемов к мелким и особенно непроточным водоемам (вероятно, в силу того, что в этих водоемах роль радиоактивных выпадений очень велика.)

Одним из убедительных доказательств присутствия продуктов ядерных взрывов в водах поверхностных водоемов является непрерывное увеличение суммарной β -активности в водоемах за время проведения интенсивных ядерных взрывов (1954-1958 гг.) и спад ее после прекращения ядерных испытаний.

Проникновение радиоактивных изотопов из атмосферы а поверхностные воды осуществляется главным образом в результате выпадения атмосферных осадков и в меньшей мере вследствие «сухого» выпадения, правда, роль «сухого» выпадения возрастает с увеличением возраста выпадений.

Содержание искусственных радиоактивных изотопов в атмосферных осадках примерно такое же или превышает содержаемое радиоактивных изотопов естественного происхождения. Кроме того, содержание радиоактивных изотопов естественного и искусственного происхождения в атмосферных осадках значительно выше, чем в водах поверхностных источников.

Сильное вымывающее действие атмосферных осадков является причиной относительно высокой их удельной активности, особенно в периоды испытания ядерного оружия или периоды, непосредственно следующие за ними. Применение дождевой и снеговой воды для питья в этот период серьезно угрожает здоровью человека. После проведения в США серии ядерных испытаний удельная активность дождевых вод превышала предельно допустимую, принятую для условий мирного времени. Так, удельная активность дождей в Японии после испытания водородных бомб на Бикини достигла максимального значения, равного $50 * 10^{-8}$ кюри/л, а спустя почти полгода все еще составляла $2 * 10^{-8}$ кюри/л. В Цинцинате (США)

удельная активность дождей достигала $(28,0 \div 31,9) * 10^{-8}$ кюри/л.

Некоторые исследования твердо установили сезонный характер изменения удельной активности воды пресных водоемов. Она увеличивается весной в период таяния снегов и осенью в период дождей. Так, удельная активность воды Днепра в период весеннего паводка составляла $(2,65 \div 86,44) * 10^{-12}$ кюри/л, а в летнюю межень – $(3,48 \div 49,06) * 10^{-12}$ кюри/л. Отмечают, что средний уровень удельной β -активности паводковых вод в 10 раз выше, чем для равнинных вод рек Украины в период межени.

Из долгоживущих продуктов деления в поверхностных водах чаще всего определяют содержание ^{90}Sr . В период с 1953 по 1959 гг. концентрация ^{90}Sr в различных источниках водоснабжения изменялась от $0,04 \cdot 10^{-12}$ до $2,0 \cdot 10^{-12}$ кюри/л. Самое высокое значение отмечено в питьевых водах Японии.

Когда радиоактивные изотопы попадают в водоемы, главным образом с атмосферными осадками, первоначально большая часть их распределяется в поверхностном слое воды. Процессы горизонтального и вертикального перемешивания в реках более эффективно влияют на первоначальное распределение изотопов, чем в озерах и прудах. Поэтому для поверхностного слоя воды в озерах и прудах характерна гораздо более высокая удельная активность, чем для нижележащих слоев. Факторами, определяющими концентрацию радиоак-

тивных изотопов в речных водах, являются турбулентное перемешивание в потоке, сорбция донными отложениями и поглощение биомассой.

Изотопы концентрируются также в пене поверхностных вод, причем их концентрация в пене может в тысячи раз превосходить их концентрацию в воде. Явление концентрирования радиоактивных изотопов в пене и поверхностном слое водоемов имеет немаловажное значение для правильного выбора места для забора воды из водоема: совершенно очевидно, что трубопровод целесообразнее располагать на некоторой глубине от поверхности воды и на некотором расстоянии от берега. Забор воды нельзя осуществлять также в непосредственной близости от дна, поскольку концентрация изотопов повышается вблизи иловых отложений водоема. ^{90}Y в водах озер содержится всегда в количестве, меньшем равновесного по отношению к обнаруженному в водоеме ^{90}Sr , в результате интенсивного перехода ^{90}Y в донные отложения. Аналогичную картину наблюдали для ^{144}Ce и ^{137}Cs , которые также эффективно переходят в донные осадки. Степень поглощения изотопов осадками повышалась с уменьшением размера зерен, т.е. с увеличением внешней поверхности осадков. В основе механизма поглощения изотопов исследованными донными отложениями, по-видимому, лежат процессы ионного обмена и сорбционного извлечения.

К аналогичным выводам пришли ряд авторов [17], которые считают, что изотопы щелочных и щелочно-земельных элементов поглощаются осадками по катионообменному механизму; поглощение изотопов гидролизующихся элементов происходит, по-видимому, по типу сорбционного извлечения или в результате совместной коагуляции коллоидов (истинных или псевдоколлоидных форм).

Большое влияние на распределение радиоактивных изотопов в водах оказывает присутствие в них взвешенных твердых частиц.

Радиометрический анализ проб воды, очищенных от взвешенных минеральных и органических частиц, показывает более низкую активность по сравнению с пробами, предварительно не освобожденными от механических примесей. Механических примесей в речных водах может содержаться довольно много.

Больше всего радиоактивных изотопов содержат мелкодисперсные фракции взвесей, в то время как с крупными частицами связана меньшая часть общей активности воды. Наиболее эффективно сорбируют радиоактивные изотопы тончайшие фракции взвесей.

Сложный характер имеет распределение каждого изотопа между водой, грунтом и биомассой водоемов. Оно зависит от природы изотопа, состава воды, свойств бассейна, сорбционной способности грунта.

Данные свидетельствуют об относительно высокой устойчивости и миграционной способности в водной фазе ^{106}Ru , ^{60}Co и ^{90}Sr ; в то же время ^{137}Cs и радиоактивные изотопы РЗЭ легко фиксируются взвесями и осадками водоемов.

Изотопы, захваченные донными отложениями, могут вновь перейти в водную фазу, если в среде осадков протекают процессы, изменяющие ее первоначальную физико-химическую обстановку. Например, в результате диагенетических преобразований осадков, обусловленных сменой окислительных условий среды на восстановительные, происходит восстановление высших валентных форм элементов до низших валентностей, а для некоторых элементов соединения низшей валентности являются более растворимыми; например, $\text{Fe}(\text{OH})_2$ и $\text{Mn}(\text{OH})_3$ более растворимы и подвижны в осадках, чем $\text{Fe}(\text{OH})_3$ и $\text{Mn}(\text{OH})_4$. Это может привести к обратному переходу элементов из твердой фазы в жидкую.

На распределение радиоактивных изотопов в водоемах большое влияние оказывают обитающие в них гидробионты, извлекающие изотопы из одной фазы по механизму биологической экстракции или в результате сорбционного поглощения на поверхности организмов. Так, исследование распределения радиоактивного йода по компонентам открытого водоема показало, что наиболее интенсивно ^{131}I накапливают представители зоопланктона – дафнии (коэффициент накопления достигает 5000).

Пресноводные гидробионты весьма эффективно концентрируют радиоактивные изотопы, поступающие в водоемы. Интересно отметить, что фитопланктон концентрирует в большей степени наведенную активность, в меньшей – продукты деления.

Наиболее важными компонентами естественного радиоактивного фона морской воды являются ^{40}K , ^{238}U , ^{232}Th , ^{230}Th , ^{226}Ra , ^{231}Pa и продукты их распада. Свыше 90% общей β -активности морских вод приходится на долю ^{40}K . Общая α -активность морской воды формируется изотопами урана, тория и радия и составляет примерно $4 \cdot 10^{-12}$ кюри/л.

По существующим представлениям, в удаленных от берегов районах морей и океанов концентрация ^{238}U в вертикальном и горизонтальном разрезах водных масс приблизительно постоянна и составляет в среднем $3 \cdot 10^{-6}$ г/л. В прибрежных районах, испытывающих сильное влияние берегового стока, содержание урана непостоянно и находится в прямой зависимости от вариаций в значениях солености морской воды. Кроме того, на содержание урана в этих водах сильно влияют флуктуации в содержании урана в речных водах, поступающих с континентов.

В бассейнах с нарушенным гидродинамическим режимом (плохо вентилируемые районы с признаками сероводородного заражения, как, например, центральная глубоководная часть Балтийского моря) распределение урана по глубине неодно-

родно, увеличиваясь от поверхностных слоёв воды к придонным, что обусловлено, по-видимому, восстановлением шестивалентных форм урана до четырехвалентных, которые выпадают в осадок в виде нерастворимых гидроокисей.

В морских водах, как и в водах поверхностных водоемов суши, установлено смещение радиоактивного равновесия между ^{234}U , и ^{238}U : для морских и океанических вод отношение $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ равно 1,15. Аналогичный изотопный сдвиг в отношении $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$ пока не обнаружен.

Таблица 2.5 Концентрация урана в водах морей и океанов

Место отбора проб	Концентрация, 10^{-6}г/л
Прибрежные воды Японии (Тихий океан)	2,8
Тихоокеанское побережье США	2,5
Прибрежные воды Японии	1,9-4,7
Средняя часть Атлантического и Тихого океанов	3,3
Бискайский залив	3,3
Индийский океан	2,7
Черное море	1,5-2,8
Каспийское море	4,0

В таблице 2.5 приведена сводка основных данных по содержанию урана в водах морей и океанов, составленная с использованием опубликованных в литературе данных.

Распределение изотопов тория (232, 228, 227 и 230) в морских и океанических водах неравномерно, что связано, по-видимому, с формами их существования в этих водах и источниками поступления. Основная часть изотопов тория приурочена к взвешам. Поскольку распределение взвешенных частиц в морях и океанах неравномерно, то неравномерно и распреде-

ление изотопов тория. Эта неравномерность еще более усиливается в связи с различными источниками поступления отдельных изотопов тория в моря и океаны. Так, ^{230}Th образуется непосредственно в морской воде из растворенного в воде урана: поступление его в составе континентальных и вулканогенных материалов незначительно. Основная часть ^{232}Th соответственно ^{228}Th в водах морей и океанов происходит из континентальных источников. По данным работы [17], распределение в морях и океанах ^{232}Th связано с особенностями распределения в них твердой фазы терригенного происхождения.

Содержание ^{226}Ra в морских и океанических водах составляет 10-20% относительно значения, соответствующего радиоактивному равновесию с обнаруженным в этих водах ураном, и в 10-20 раз превосходит количество ^{226}Ra , требуемое для поддержания радиоактивного равновесия с присутствующим в водах ^{230}Th .

Содержание ^{226}Ra возрастает с удалением от берегов в открытые районы морей и океанов. В вертикальном разрезе этих вод радий распределяется также сложным образом: максимальное содержание радия приурочено к поверхностным и глубинным водам, минимальное — к слоям воды, расположенным на глубине 300-700 м от поверхности воды.

Широко практикуемое за рубежом удаление радиоактивных отходов в моря и океаны привело к такому радиоактивно-

му загрязнению морской среды, что в некоторых местах оно стало сравнимым с глобальным радиоактивным загрязнением под воздействием ядерных взрывов.

Морские организмы, как и пресноводные, обладают высокой аккумулирующей способностью по отношению ко многим радиоактивным изотопам естественного и искусственного происхождения. Эти организмы изменяют распределение радиоактивных изотопов в экологической системе океана за счет процессов аккумуляции, перемещения и миграции. Так, по данным работы [17], такие наведенные радиоактивные изотопы, как ^{65}Zn из вод системы охлаждения реакторов в Ханфорде, и некоторые осколочные изотопы обнаружены в живых организмах, обитающих в северо-восточной части Тихого океана на расстоянии 490 км от побережья центрального Орегона и на глубине 2860 м.

Из естественных радиоактивных изотопов морским планктоном, по-видимому, эффективно извлекаются ^{230}Th и ^{231}Pa . ^{226}Ra также, очевидно, может извлекаться морскими организмами, но, как предполагают, не путем биологической экстракции растворенных в морской воде форм радия, а вследствие сорбционного (ионообменного) поглощения поверхностью планктонных организмов.

Биологическая экстракция радиоактивных изотопов гидробионтами является одним из процессов, которые, действуют

совместно, приводят к естественному самоочищению водоемов.

Эффективность этого благоприятного для очистки воды процесса, будет значительно понижена, если после гибели организмов поглощенные ими изотопы вновь перейдут в водную среду. Существует мнение, что поглощенные гидробионтами изотопы осаждаются на дно с разлагающимися остатками организмов и весьма прочно удерживаются донными отложениями.

Из приведенных данных по содержанию радиоактивных изотопов в поверхностных водах суши, морях и океанах, в основном в период, когда ядерные испытания в атмосфере еще не были запрещены, следует, что концентрация радиоактивных изотопов в большинстве случаев остается ниже СДК. Поэтому в настоящее время нет необходимости осуществлять очистку питьевой воды в широких масштабах. Подобная задача может возникать только в отдельных случаях, когда источником питьевой воды являются дождевые или снеговые воды или когда в поверхностных водоисточниках фиксируется концентрация изотопов, превышающая их СДК для мирного времени, как это, например, было в некоторых реках США, расположенных поблизости от атомного полигона шт. Невада. Тем не менее, на всех источниках водоснабжения должен быть организован постоянный радиометрический контроль, чтобы вовремя зафиксировать любое повышение уровня активности

воды и принять соответствующие меры. При этом серьезное внимание необходимо обращать на неравномерное распределение активности в водоеме, что приводит к концентрированию изотопов, например, в пене, где их концентрация может превысить допустимую для вод в условиях мирного времени.

2.3 Радиоактивное загрязнение водоемов и рек Украины

На всех АЭС Украины проведены исследования по содержанию радиоактивных веществ в объектах окружающей среды в районе расположения атомных станций – в воде поверхностных водоемов, в атмосферном воздухе и почвенном покрове близлежащих населенных пунктов. Объем и методы контроля установлены регламентами радиационного контроля, действующими на АЭС. Приведем данные только за один 2004 год. Они являются характерными и для всех других годов эксплуатации АЭС.

Содержание радиоактивных веществ в воде поверхностных водоемов. В 2004 году содержание радиоактивных веществ в воде поверхностных водоемов Запорожской АЭС (водохранилище, пруд) составляло: по ^{137}Cs $< 6,0 \text{ Бк/м}^3$, по ^{90}Sr менялось от 32 до 46 Бк/м^3 . Содержание стронция в воде водохранилища обусловлено поступлениями аварийных выбросов чернобыльского происхождения в р. Днепр. По данным измерений «нулевого фона» концентрация радионуклидов в воде

Каховского водохранилища до пуска ЗАЭС составляла: ^{137}Cs – $(2,6 \pm 0,8)$ Бк/м³, ^{90}Sr – $(24,3 \pm 1,2)$ Бк/м³.

По данным измерений «нулевого фона» концентрация ^{137}Cs в воде р. Стырь до пуска Ровенской АЭС составляла 3,7–22,2 Бк/м³. В 2004 году содержание этого радионуклида в воде р. Стырь (с. Маюничи) и контрольном створе (с. Сопачев) зарегистрировано в пределах $<2,2$ – $3,2$ Бк/м³.

По данным измерений «нулевого фона» концентрации радионуклидов в воде р. Южный Буг до пуска Южно-Украинской АЭС составляла по ^{137}Cs – 13 Бк/м³, по ^{90}Sr – 13–17 Бк/м³; в воде пруда-охладителя: ^{137}Cs – 31 Бк/м³, ^{90}Sr – 24,4 Бк/м³. В 2004 году концентрация радионуклидов в воде составляла по ^{137}Cs в пруде 10–25,8 Бк/м³, в реке – 14,6–22 Бк/м³, по ^{90}Sr в пруде – 29–33,1 Бк/м³, в реке – 21,8–25,3 Бк/м³.

По данным измерений «нулевого фона» концентрация радионуклидов в воде р. Гнилой Рог до пуска Хмельницкой АЭС по ^{137}Cs составляла 5,5 Бк/м³, по ^{90}Sr – 7,4 Бк/м³; в воде р. Горынь по ^{137}Cs – 7,4 Бк/м³, по ^{90}Sr – 14,8 Бк/м³. В 2004 году концентрация радионуклидов в воде пруда-охладителя по ^{137}Cs зарегистрирована в пределах 7,9–13 Бк/м³, в реке – 5,3–18,0 Бк/м³, по ^{90}Sr в пруде – 7,8–10,0 Бк/м³, в реке – 3,7–11,1 Бк/м³.

Анализ содержания радионуклидов цезия и стронция в воде поверхностных водоемов АЭС в сравнении с «нулевым фоном» показывает, что эти концентрации являются величи-

нами одного порядка и могут отличаться в силу естественных природных условий: время года, паводки, засуха и т.д.

В 2004 году на ЗАЭС, ЮУАЭС и ХАЭС осуществлялся мониторинг трития в воде прудов-охладителей, прилегающей акватории Каховского водохранилища, в водах рек Южный Буг и Горынь. Среднее содержание трития в воде проводящего и отводящего каналов ЗАЭС составило 185 кБк/м^3 ; в воде пруда-охладителя ХАЭС – 81 кБк/м^3 , ЮУАЭС – $64,8 \text{ кБк/м}^3$, в р. Горынь – не более 36 кБк/м^3 , в р. Южный Буг – в среднем $12,6 \text{ кБк/м}^3$.

Эти уровни, в основном, соответствуют данным публикаций Национального центра радиационной медицины АМН Украины, специалистами которого в течение последних 10 лет ведется мониторинг трития в стране. По данным НЦРМ средние значения активности трития в осадках составляют $3,7 \pm 0,3 \text{ кБк/м}^3$, в открытых источниках питьевого водоснабжения – $4,2 \pm 0,9 \text{ кБк/м}^3$, в районах размещения АЭС – от сотен до тысяч кБк/м^3 , в прудах-охладителях достигает нескольких сотен кБк/м^3 .

В соответствии с Нормами радиационной безопасности Украины (НРБУ-97) допустимая концентрация трития в питьевой воде составляет $(3,0 \div 4,0) \cdot 10^4 \text{ кБк/м}^3$, что более чем в 100 раз выше концентрации трития в воде пруда-охладителя ЗАЭС, где зафиксирован самый высокий уровень содержания этого радионуклида.

После аварии на ЧАЭС (с 1986 г.) в водохранилище Днепро-провского каскада пришло около 5000 Ки цезия-137, 4000 Ки – стронция-90 и около 50 Ки – плутония [32].

С 1994 г. концентрация изотопов стронция-90 и цезия-137 в воде водохранилищ Днестра снизилась почти в 100 раз по отношению к 1986 г., но в 1995-1996 гг. она все еще продолжала в 35 раз быть больше, чем в «дочернобыльский» период.

Многолетние работы по изучению содержания радионуклидов в воде водоема-охладителя ЗАЭС и прилегающий акватории Каховского водохранилища показали, что до аварии на ЧАЭС концентрация стронция-90 и цезия-137 составляли 8,26 и 0,17-5,1 Бк/м³ соответственно. Летом 1986 г. в результате атмосферных выпадений концентрация стронция-90 и цезия-137 составили 15,93 и 5,52 Бк/м³. С осени 1986 г. в нижнем Днепре наблюдалось постоянное нарастание концентраций стронция-90, обусловленное продвижением по каскаду Днепро-провских водохранилищ загрязненных вод из района ЧАЭС; максимальные концентрации были отмечены весной 1987 г. – 740-925 Бк/м³, что в 10-100 раз превышало доаварийный уровень. Концентрация цезия-137 была существенно ниже – 7 Бк/м³. В 1988-1991 гг. вынос указанных радионуклидов с водами Днепра продолжался.

Содержание радионуклидов в водоеме-охладителе ЧАЭС находилось на уровне активности Каховского водохранилища. Что касается содержания трития, то его концентрация в водо-

еме-охладителе в 5-20 раз превышает соответствующие показатели Каховского водохранилища, но в 1000 раз ниже допустимых концентраций.

В жидких сбросах АЭС основная часть активности определяется тритием и, в меньшей степени, цезием-134, 137, йодом-131 и кобальтом-58, 60 [22].

Радиационная и метеорологическая обстановка в районе расположения ЗАЭС, 2005г. (см. табл.2.6) (предоставлено ЦРБ).

Таблица 2.6 Содержание радионуклидов в поверхностных водах, Бк/м³

Пункт контроля	Месяц	Суммарная β- активность	Cs-137	Cs-134	Mn-54	Co-60	Sr-90	Тритий
Пруд-охладитель (среднее по пунктам наблюдения)	Октябрь 2005г.	262	<23	<25	<22	<25	79	9,7E+04
	среднее за 2004г.	236	<4,8	<27	<24	<26	42	1,7E+05
Каховское водохранилище: -Профилакторий ГРЭС (выше АЭС)	Октябрь 2005г.	250	-	-	-	-	-	<1,7E+04
	среднее за 2004г.	194	<4,8	-	-	-	34	-
500 м ниже продувочного устройства	Октябрь 2005г.	277	<5,0	-	-	-	69	1,6E+04
	среднее за 2004г.	201	<4,6	-	-	-	38	<7,7E+04

Примечания:

1. В воде пруда-охладителя на минимальном детектируемом уровне радионуклиды коррозионного происхождения, а также Cs-137 не обнаружены.
2. ЦРБ – цех радиационной безопасности.

Воздействие сбросных вод станции замыкается на пруд-охладитель ЗАЭС. От Каховского водохранилища водоем отделен песчаной намывной дамбой шириной 400 м. Подпитка пруда осуществляется из сбросного канала Запорожской ТЭС [36].

В соответствии с «Правилами эксплуатации пруда-охладителя Запорожской АЭС», Харьков, 1997 г., пруд-охладитель имеет следующие параметры:

- отметка НПУ, м – 16,5;
- объём при НПУ, млн. м³ – 47,05;
- площадь водного зеркала при НПУ, км² – 8,2;
- средняя глубина, м – 5,87;
- максимальная глубина, м – 15;
- длина пруда-охладителя по контуру, км – 11,2.

Пруд-охладитель предназначен для технического оборотного водоснабжения систем охлаждения АЭС. Охлаждающая способность пруда-охладителя усилена за счет применения брызгальных устройств и градирен.

В результате естественного и дополнительного испарения с водной поверхности пруда-охладителя происходит ухудшение качества воды в водоеме. Для снижения карбонатной жесткости воды в пруде-охладителе проектом предусмотрена продувка пруда-охладителя в Каховское водохранилище. В 2007 году продувка производилась в соответствии с «Регламентом непрерывной продувки водоема-охладителя ОП «Запорожская АЭС» в Каховское водохранилище» 00.ВН.РГ.01Б со средним расходом 9,3 м³/час.

В таблице 2.7 приведен водный баланс пруда-охладителя в 2007 году. Расходы и объёмы технической воды по гидротехническим сооружениям приведены по данным гидроцеха

(ГЦ); объем сбрасываемых стоков в промышленную ливневую канализацию с промплощадки ЗАЭС – по данным цеха тепловых и промышленных коммуникаций (ЦТПК); объем дебалансной воды, сброшенной в канал АЭС из баков-нейтрализаторов (БН), баков радиационного контроля химической водоочистки (БРКХВО), с очистных сооружений замасленных и замазученных стоков (ОСЗЗС) – по данным химического цеха (ХЦ).

Таблица 2.7 Водный баланс пруда-охладителя в 2007 году

	Вид потерь и поступлений воды	млн. м ³	%
Расходная часть	Продувка в Каховское водохранилище	295,116	72,9
	Испарение, унос ветром и отбор на вспомогательные нужды	106,560	26,3
	Потери воды на фильтрацию через дамбу	3,295	0,81
	ВСЕГО	404,971	100
Приходная часть	Подпитка из сбросного канала ЗаТЭС	379,075	93,6
	Атмосферные осадки	3,109	0,77
	Промышленные и ливневые стоки *	13,89	3,43
	Баки-нейтрализаторы БН	0,098	0,02
	БРК ХВО	0,154	0,04
	КБ СВО	0,028	0,01
	Очищенные стоки после ООС	6,967	1,72
	Очищенные стоки после ОСЗЗС	0,479	0,12
	Продувочные воды СТВОП	1,169	0,29
	ВСЕГО	404,971	100

Примечание. * Объем промышленных стоков приведен без учета охлаждающей воды с маслоохладителей трансформаторов энергоблоков №№ 1–6

Потенциальными источниками загрязнения пруда-охладителя радионуклидами являются:

– сбросы дебалансных вод из баков радиационного контроля (БРХ ХВО) и контрольных баков специальной водоочистки (КБ СВО);

- промышленно-ливневая канализация энергоблоков (ПЛК);
- продувочные воды систем технического водоснабжения ответственных потребителей (СТВОП);
- сбросы с объединенных очистных сооружений (ООС) очищенных хозяйственно-бытовых стоков промзоны ЗАЭС;
- сбросы с очистных сооружений замасленных и замасоченных стоков (ОСЗЗС).

Контроль радионуклидного состава воды КБ СВО, сбрасываемых в сливной водовод неответственных потребителей (СВНП) и далее в пруд-охладитель ЗАЭС, в дополнение к действующему «Регламенту радиационного контроля при эксплуатации объектов ОП «Запорожская АЭС»» 00.РБ.XQ.Pr.01 производится с февраля 2007 года в целях исполнения решений технического совещания (партнерской проверки) «Организация контроля сбросов радиоактивных веществ в окружающую среду», организованной ГП НАЭК «Энергоатом» и проведенной на ЗАЭС 12-15 сентября 2006 года. Порядок отбора проб и методы контроля установлены в «Инструкции по определению активности радионуклидов в жидких сбросах ЗАЭС» 00.РБ.ИН.04.Г, введенной в действие 10.05.07. Существующий расход охлаждающей технической воды в системе неответственных потребителей обеспечивает разбавление дебалансной воды из КБ СВО перед сбросом в пруд-охладитель

в 300 раз. Отчетность по сбросу радионуклидов из КБ СВО производится с 2 квартала 2007 года.

Для контроля сбросов из КБ СВО и БРК ХВО пробы воды из каждого бака в течение месяца фильтровались через колонки с ионообменной смолой с последующим измерением смолы на спектрометре гамма-излучений ORTEC. Для контроля сброса трития из КБ СВО и БРК ХВО использовались средние пробы воды от каждого бака КБ СВО и БРХ ХВО, сбрасываемых в пруд-охладитель за месяц, с последующим изменением объемной активности трития на ультранизкофоновом жидкосцинтилляционном спектрометре Quantulus 1220.

Продувка СТВОП производилась согласно ежегодному графику с целью поддержания качества воды нормам водно-химического режима. Возмещение потерь из СТВОП осуществлялось потоками с очистных сооружений грязной зоны, контрольных баков СВО и системы дренажей. Недостающие объемы воды восполнялись проектной системой подпитки из открытого сбросного канала ЗаТЭС. Для контроля сбросов из каждой системы еженедельно отбирали по 8 дм³ воды на суммарную бета-активность и прямое гамма-спектрометрирование в сосуде Маринелли объемом 5 л с последующим накоплением проб в течение месяца и концентрированием радионуклидов методом соосаждения. Измерение объемной активности трития производилось на ультранизкофоновом жидкосцинтилляционном спектрометре Quantulus 1220.

Концентрации Cs-137 и Sr-90 в очищенных стоках объединенных очистных сооружений низки, находились на уровне содержания их в питьевой воде, т.е. на фоновом уровне, и не могут быть приняты в расчет сбросов радиоактивности с АЭС.

В таблице 2.8 приведены средние за квартал и среднегодовые концентрации радионуклидов в сбросных водах АЭС. Сбросы радионуклидов в пруд-охладитель формировались, в основном, за счет:

- дебалансных вод из баков радиационного контроля БРХ ХВО;

- дебалансных вод из контрольных баков специальной водоочистки (КБ СВО), содержащих дистиллят после ионообменных фильтров систем очистки трапных вод СВО-3 и очистки вод спецпрачечной СВО-7, сбрасываемых в сливной водовод неответственных потребителей;

- за счет продувки брызгальных бассейнов ответственных потребителей (СТВОП).

В таблице 2.9 приведены сбросы радионуклидов в пруд-охладитель основными источниками сброса. Сброс Sr-90 из брызгальных бассейнов ответственных потребителей не может рассматриваться как результат деятельности ЗАЭС, т.к. Sr-90 поступает в брызгальные бассейны с подпиткой из сбросного канала ЗаТЭС.

**Таблица 2.8 Содержание радионуклидов в сбросных водах
ЗАЭС, Бк/м³**

Источник сброса		Год	Суммарная β-активность	Sr-90	Cs-137	Cs-134	Mn-54	Co-60	Тритий
Система технического водоснабжения ответственных потребителей (СТВОП)	I система бл.1-4	2007	295	58	<48	<51	<44	<49	8,3E+04
		2006	259	65	<43	<45	<40	<43	3,7E+04
	II система бл.1-4	2007	337	51	<56	<50	<43	<49	1,4E+05
		2006	323	74	<72	<45	<40	<43	5,2E+04
	III система бл.1-4	2007	324	53	<73	<50	<44	<72	1,8E+05
		2006	377	79	103	<50	<40	<43	6,8E+04
	I система бл.5,6	2007	368	64	<57	<49	<43	<48	5,7E+05
		2006	335	81	<44	<44	<39	<43	7,0E+04
	II система бл.5,6	2007	292	34	<52	<48	<42	<47	3,3E+05
		2006	327	59	<49	<44	<39	<43	6,1E+04
Промышленная ливневая канализация (ПЛК)		2007	202	33	<4,2	<30	<26	<30	6,8E+05
		2006	222	53	<10	<27	<24	<27	5,8E+05
Хозяйственная фекальная канализация (ХФК)		2007	295	16	<3,4	<29	<26	<28	1,2E+05
		2006	320	23	<7,6	<26	<23	<26	1,1E+05
Объединенные очистные сооружения (ООС)		2007	293	12	<3,9	<27	<24	<28	3,75E+04
		2006	240	16	<3,5	<29	<25	<29	2,33E+04
Очистные сооружения замасленных и замазученных стоков (ОСЗС)		2007	118	25	<3,9	<27	<24	<28	3,31E+05
		2006	156	27	<6,6	<23	<22	<24	4,08E+05

Примечание. В соответствии с «Программой опытно-промышленных испытаний технологии стабилизационной обработки воды СТВОП реагентами JurbuSoft» 56.ГТ.VF.07А продувка III системы энергоблоков №№ 5, 6 не проводилась.

Таблица 2.9 Сброс радионуклидов в пруд-охладитель основными источниками сброса, МБк/год

Источник сброса	Год	Объем сброшенной воды, м ³	Cs-137	Cs-134	Mn-54	Co-60	Тритий
Бак радиационного контроля химической водной очистки (БРК ХВО)	2007	1,54E+05	5,62E+00	3,75E+00	2,42E+00	2,76E+00	9,62E+04
	2006	1,40E+05	1,86E+01	1,11E+01	2,81E+00	3,25E+00	—
Контрольный бак специальной водочистки в службе ведомственного надзора и пожарной безопасности (КБ СВО в СВНП)	2007	2,82E+04	2,14E+01	1,46E+01	8,10E-01	9,20E-01	2,37E+07
Продувка системы технического водоснабжения ответственных водопотребителей (СТВОП)	2007	9,87E+05	2,97E+01	2,44E+01	2,12E+01	2,38E+01	1,45E+05
	2006	1,09E+06	4,48E+01	3,00E+01	2,17E+01	2,40E+01	6,79E+04
ВСЕГО	2007	1,17E+06	5,67E+01	4,28E+01	2,44E+01	2,75E+01	2,39E+07
	2006	1,23E+06	6,34E+01	4,11E+01	2,45E+01	2,72E+01	6,79E+04

В дополнение к действующим на АЭС контрольным уровням водных сбросов с целью выявления причин случаев неконтролируемого роста величин сбросов Указанием №АЛ-381 от 12.04.05 на ЗАЭС введены административно-технологические уровни (А-ТУ) сбросов радиоактивных веществ в окружающую среду. Установлены квартальные А-ТУ сбросов для основных дозообразующих нуклидов: Cs-137, Co-60, тритий. Установленная величина А-ТУ не превышает соответствующего КУ для каждого контролируемого параметра. В таблице 2.10 приведены значения индексов А-ТУ, рассчитанное поквартально за 2007 год в сравнении с прошлым годом.

Таблица 2.10 **Индексы А-ТУ сбросов**

Радио- нуклид	Значение А-ТУ*	Индексы А-ТУ сбросов, %					
		2007					2006
		1 квартал	2 квартал	3 квартал	4 квартал	В среднем за год	
Cs-137	120 МБк/кв.	4,9	11,1	10,7	20,4	11,8	13,2
Со-60	60 МБк/кв.	8,9	11,8	12,1	13,0	11,5	11,4
Тритий	8 ТБк/кв. **	1,2	99,5	99,6	99,4	74,9	0,45

Примечания:

*«Положение об административно-технологических уровнях радиационных параметров на АЭС» ПЛ-Д.0.26.347-05.

**В соответствии с извещением ГП НАЭК «Энергоатом» №26-02-07 от 01.03.07 г. величина А-ТУ водного сброса для трития установлена на уровне 8 ТБк/квартал.

С целью обеспечения непревышения квоты предела дозы для населения на Запорожской АЭС установлены допустимые уровни сбросов радиоактивных веществ в окружающую среду. В соответствии с НРБУ-97 допустимый сброс установлен таким образом, чтобы обеспечить непревышение квоты предела эффективной дозы для населения за счет критического вида водопользования, составляющей для АЭС 10 мкЗв/год.

Величина ДС не будет превышена, если выполняется неравенство:

$$\sum_{i=1} \frac{C_i}{ПС_i} \leq 1$$

где C_i – фактический годовой сброс i -го радионуклида;

$ПС_i$ – предел годового сброса i -го радионуклида.

Оценка допустимости сброса радиоактивных веществ в пруд-охладитель приведена в таблице 2.11. Коэффициент достижения допустимого сброса (индекс ДС) в 2007 году составил 0,049 или 4,9%. На рисунке 2.1 приведена динамика индекса ДС за последние шесть лет.

Таблица 2.11 Оценка допустимости сброса радиоактивных веществ в пруд-охладитель

Радионуклид	C_i , МБк/год	$ПС_i$, ГБк/год	$C_i/ПС_i$	Вклад радионуклида, %
Тритий	2,39E+07	5,5E+05	4,35E-02	89,02
*Cr-51	2,27E+02	4,4E+04	5,17E-06	0,01
Mn-54	2,44E+01	6,7E+02	3,64E-05	0,07
*Fe-59	5,87E+01	1,1E+02	5,34E-04	1,09
*Co-58	2,72E+01	8,7E+02	3,13E-05	0,06
Co-60	2,75E+01	1,9E+02	1,45E-04	0,30
*Zn-65	5,69E+01	5,3E+01	1,07E-03	2,20
Sr-90	7,27E+01	1,0E+02	7,27E-04	1,49
*Zr-95	4,82E+01	3,5E+02	1,38E-04	0,28
*Nb-95	3,13E+01	1,6E+03	1,96E-05	0,04
*Ru-106	2,11E+02	1,5E+03	1,41E-04	0,29
*Ag-110m	2,34E+01	2,8E+02	8,37E-05	0,17
*I-131	2,30E+02	1,3E+03	1,77E-04	0,36
Cs-134	4,28E+01	7,8E+01	5,48E-04	1,12
Cs-137	5,67E+01	1,0E+02	5,67E-04	1,16
*Ce-144	7,52E+01	6,6E+01	1,14E-03	2,33
ВСЕГО 2007			4,89E-02	100,00
2006			5,53E-03	

Примечания:

1. В соответствии с п. 7.1.5 нормативного документа «Порядок установления допустимых уровней сбросов и выбросов АЭС Украины (радиационно-гигиенические регламенты I группы). Методические указания» при значениях фактического сброса радионуклида ниже минимального детектируемого уровня (МДУ) приведены значения, соответствующие половине МДУ данного радионуклида.

* Радионуклиды, фактический сброс которых ниже МДУ.

2. Значения $ПС_i$ из документа «Допустимый водный сброс радиоактивных веществ Запорожской АЭС (радиационно-гигиенический регламент первой группы)» 00.РБ.XQ.Pr.05

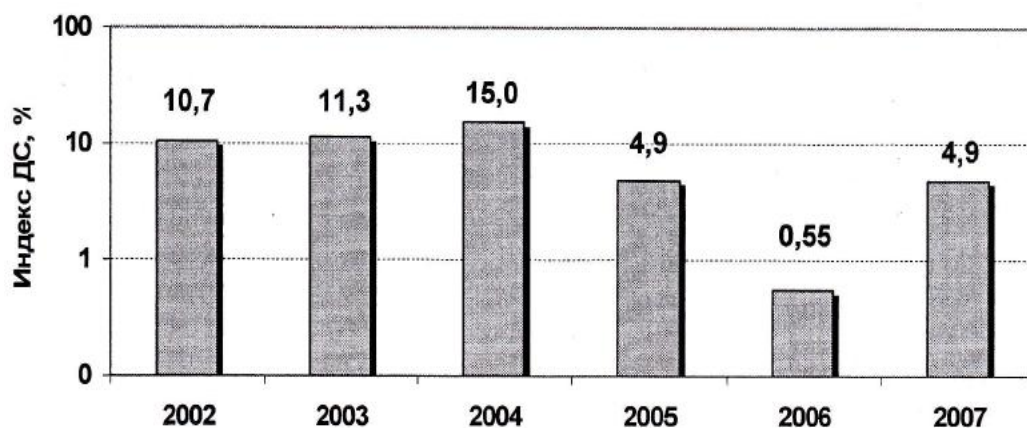


Рис. 2.1 Динамика индекса ДС

Контроль радиоактивного загрязнения сточных вод с площадки сухого хранилища отработанного ядерного топлива (СХОЯТ). Пробы воды отбирали ежеквартально после дождя из водосборного лотка на площадке СХОЯТ. После фильтрования и упаривания 1л пробы производился гамма-спектрометрический анализ сухого остатка на спектрометрическом комплексе ORTEC и измерялась суммарная бета-активность на установке малого фона УМФ-1500М. Измерение объемной активности трития в воде скважин производилось на установке BECKMAN (тип LS-1800, США). Искусственные радионуклиды на уровне предела детектирования в пробах воды не обнаружены [37]. Результаты анализов приведены в таблице 2.12.

Интегральная доза в среднем по внутреннему периметру площадки СХОЯТ по результатам измерения четырех последних кварталов составляла (0,35-0,38) мГр/кв., что в 3 раза превышает уровень «нулевого» фона. Ежеквартальное наблюдение в контрольных точках показывает, что за годовой период

эксплуатации СХОЯТ содержание радионуклидов в почве, в воде скважин РК и в сточной воде находилось на уровне нулевого фона площадки СХОЯТ.

Таблица 2.12 Содержание радионуклидов в сточной воде СХОЯТ, Бк/м³

Дата отбора	Суммарная β -активность	Cs-137	Cs-134	Mn-54	Co-60	Тритий
15.08.01	600	<520	<230	<460	<710	$3,8 \cdot 10^4$
26.02.02	330	<280	<270	<280	<340	$<1,8 \cdot 10^5$
11.04.02	280	<760	<480	<680	<640	$<1,8 \cdot 10^5$
03.06.02	370	<310	<300	<190	<310	$<1,8 \cdot 10^5$
13.08.02	690	<270	<210	<240	<260	$<2,0 \cdot 10^5$
05.11.02	500	<280	<250	<240	<280	$<1,9 \cdot 10^5$

Примечание: «нулевой» фон.

Река Базавлук является одним из главных притоков Днепра. В настоящее время испытывает сильное антропогенное воздействие.

Радиоэкологическая обстановка на р. Базавлук представляет большой интерес, т.к. в верховье р. Каменка (притока Базавлука) с 1962 по 1983 гг. в Софиевском районе, в 9 км от станции Девладаево рядом с селом Довгиевка производилась добыча урана, способом подземного выщелачивания. При этом в специальные скважины заливалась смесь серной и азотной кислот, затем раствор солей урана извлекали наверх. Какая-то часть радиоактивного раствора при этом осталась под землей. Из него радионуклиды могут мигрировать с грунтовыми водами, попадая в реки Каменка, Базавлук, Днепр и

Черное море. Важен контроль над сложившейся ситуацией, углубленное научное исследование данной проблемы [38].

Для отбора проб было намечено 7 пунктов, которые расположены примерно на одинаковом расстоянии. В каждой точке отбирались пробы донных отложений и макрофитов (тростник обыкновенный) в количестве 2 кг донных отложений и 2 кг макрофитов. Пробы воды отбирали по 50 л в двух пунктах: с. Лошкаревка и устье реки Каменки. Гамма-фон был измерен прибором СРП-88.

Измеренный гамма-фон во всех пунктах отбора проб не превышал ПДК (20 мкР/час), лишь в Токовском карьере (у въезда) составил 130 мкР/час, в районе заповедника «Водопады» (излюбленном месте туристов и отдыхающих) составил 90 мкР/час и в устье реки Каменка – 40 мкР/час.

Данные радиологического анализа свидетельствуют, что содержание цезия-137 в воде реки Базавлук выше, чем содержание стронция-90 в 3,2 раза у села Лошкаревка и в 55 раз выше в устье реки Каменка.

Таблица 2.13 Данные радиологического анализа в воде реки Базавлук

Район отбора проб	Содержание стронция-90, Ки/л	Содержание цезия-137, Ки/л
с Лошкаревка	$0,4 \cdot 10^{-12}$	$1,3 \cdot 10^{-12}$
устье р. Каменка	$0,22 \cdot 10^{-12}$	$1,2 \cdot 10^{-11}$

Такие результаты можно объяснить большой насыщенностью воды взвешенными веществами, содержание цезия-137 в которых значительно выше, чем стронция-90.

Цезий-137 аккумулируется в донных отложениях в значительно больших количествах, чем стронций-90. Содержание цезия-137 в изученных типах донных отложений колебалось в пределах $2,9 \cdot 10^{-10} - 1,04 \cdot 10^{-9}$ Ку/л и распределяется по участкам сравнительно равномерно. И лишь в устье р. Каменки содержание цезия-137 возрастало примерно в 3 раза, что можно объяснить влиянием вод р. Каменки.

По данным Никопольской санитарно-эпидемиологической станции, содержание цезия-137 в донных отложениях и воде Каховского водохранилища составляет:

Таблица 2.14 Содержание цезия-137 в донных отложениях и воде Каховского водохранилища

Годы	Ил, Ку/л	Вода, Ку/л
1993	$0,8 \cdot 10^{-10}$	$0,1 \cdot 10^{-12}$
1994	$24,0 \cdot 10^{-10}$	$0,28 \cdot 10^{-12}$
1995	$13,0 \cdot 10^{-10}$	$0,16 \cdot 10^{-12}$
1996	$6,2 \cdot 10^{-10}$	$0,1 \cdot 10^{-12}$

Таблица 2.15 Содержание ^{137}Cz в донных отложениях реки Базаврук на различных ее участках

Район отбора проб	Характер грунта	^{137}Cz , Ку/л
с. Адамовка (пруд)	ил серый	$5,1 \cdot 10^{-10}$
с. Березино	ил черный	$3,7 \cdot 10^{-10}$
с. Лошкаревка	ил	ниже чувствительности прибора
с. Мироновка	ил с детритом (корни)	$2,9 \cdot 10^{-10}$
Шолоховское вдхр.	гравий и глина	$4,6 \cdot 10^{-10}$
р. Каменка, устье	ил	$1,04 \cdot 10^{-9}$
р. Бзаврук, устье	ил серый	$4,0 \cdot 10^{-10}$

В результате проведенных исследований можно сделать следующие выводы:

- Содержание ^{90}Sr в воде реки Базавлук находилось в пределах $0,4 \cdot 10^{-12} - 0,22 \cdot 10^{-12}$ Ку/л с тенденцией снижения в 2 раза от верхней части к нижней,
- содержание ^{137}Cs было на уровне $1,3 \cdot 10^{-12} - 1,2 \cdot 10^{-11}$ Ку/л и, в отличие от ^{90}Sr , увеличивалось по направлению к устью реки,
- содержание ^{137}Cs в воде реки было выше содержания ^{90}Sr в 3,2 раза у с. Лошкаревка и в 55 раз – в устье реки Каменка (нижняя часть реки Базавлук). Это объясняется большой насыщенностью воды взвешенными веществами,
- изменения радиоактивности воды вниз по течению реки, возможно связано с влиянием вод притока р. Каменка,
- загрязнения вод Каховского водохранилища происходит не только из-за работающей Запорожской АЭС и поступления радионуклидов из вышележащих водохранилищ, но и через реку Базавлук,
- учитывая особенности радионуклида цезия-137, его химическую аналогию с калием, способность накапливаться в тканях животных и растений, а также калиефильность ряда культурных растений, необходимо дать рекомендации людям, проживающим на побережье этих рек и использующих из них воду и биологические объекты.

2.4 Распространение радионуклидов в водной среде и расчет доз облучения

Содержание радионуклидов в воде рек, водоемов и в донных отложениях определяет возможные дозы внешнего и внутреннего облучения населения, пользующегося этими водоемами.

Концентрация радионуклидов в речной воде определяется по формуле:

$$C=(a/10^3 Q_0)f_v \exp[-\lambda x/v]$$

где C – концентрация радионуклида в речной воде на расстоянии x от места сброса в реку, Бк/л; a – скорость сброса радионуклида, Бк/с; Q_0 – расход сбрасываемой воды, м³/с; f_v – коэффициент разбавления ($f_v=1$ для места сброса, $f_v=Q_0/Q$, где Q – расход воды в реке, м³/с); v – средняя скорость течения реки, м/с.

Среднегодовая концентрация радионуклида в речной воде C определяется аналогичной формулой с заменой скорости выброса « a » на годовой сброс A , Бк, и всех остальных параметров на среднегодовые значения $\overline{Q_0}, \overline{Q}, \overline{f_v}$.

Концентрация радионуклида в воде водоема C , Бк/л, в случае прямого сброса в водоем определяется по формуле:

$$C=[C_0 Q_0/(Q_2+\lambda v)](1-\exp[-(\lambda+(Q_2/v)t])$$

где C_0 – сбрасываемая концентрация радионуклида, Бк/л; Q_0 – расход сбрасываемой воды, м³/с; Q_2 – сток воды из водоема, м³/с; v – объем водоема, м³; t – продолжительность сброса, с.

Концентрация радионуклида в донных отложениях $C^{дон}$, Бк/м², вычисляется по формуле:

$$C^{дон} = T^{дон} S_F [1 - \exp(-\lambda t)] C / \lambda$$

где $T^{дон}$ – коэффициент перехода радионуклида из воды в отложения, л/(кг·с), равный:

$T^{дон} = 5 \cdot 10^{-5}$ для Mn, Co, Zr, Ru, Cs, Eu, Ce, Pu, Am, Cr, Cm, Np;

$T^{дон} = 3 \cdot 10^{-6}$ для C, Zn, Sr, Y;

$T^{дон} = 4 \cdot 10^{-7}$ для H, Nb, Tc, Ag, Sb, Te, Y;

S_F – поверхностная плотность отложений, кг/м² (если нет других данных, то $S_F = 40$ кг/м²); C – концентрация радионуклида в воде реки или водоема, Бк/л; t – продолжительность сброса, с.

Концентрация радионуклида в питьевой воде $C^{вод}$, Бк/л, определяется по формуле:

$$C^{вод} = T^{вод} C$$

где $T^{вод}$ – безразмерный коэффициент перехода радионуклида из воды реки или водоема в питьевую воду или «фактор дезактивации», (Бк/л)/(Бк/л), приведен в таблице 2.16.

Внешнее облучение, Зв, за счет купания или катания на лодке вычисляется по формуле:

$$H = C g_I R^{600} t$$

где C – концентрация радионуклида в воде, рассчитываемая по формулам, Бк/л; g_I – геометрический фактор облучения ($g_I = 1$

при купании, $g_1=0,5$ при катании на лодке), t – продолжительность купания или катания, с; $R^{вод}$ – дозовый коэффициент внешнего облучения от воды, Зв л/(Бк с) (табл. 2.18).

Таблица 2.16 Коэффициент перехода радионуклида из воды в питьевую воду [23]

Элемент	$T^{вод}$	Элемент	$T^{вод}$
Cr	1	Ru	0.1
Mn	0,9	Ag	0.6
Co	0,5	I	0.8
Zn	0,4	Cs	0.2
Sr	0,5	Ce	0.1
Zn	0,1		

Внешнее облучение, Зв, от донных отложений и пребывания на пляже вычисляется по формуле:

$$H=C^{дон} g_2 R^{нов} t$$

где $C^{дон}$ рассчитывается по формуле; g_2 – геометрический фактор облучения (1 – на поверхности донных отложений, 0,2 – для пляжа); t – продолжительность пребывания на пляже, с; $R^{нов}$ – дозовый коэффициент облучения от загрязненной поверхности земли, Зв м²/(Бк с).

Внутреннее облучение за счет потребления загрязненной питьевой воды вычисляется по формуле:

$$H=C^{вод} U^{вод} R^{пищ} k^a$$

где $C^{вод}$ рассчитывается по формуле; $U^{вод}$ – потребления питьевой воды лицами какой-либо возрастной группы условно обозначенной «а», л; $R^{пищ}$ – дозовый коэффициент, приведенный; k^a – поправочный коэффициент.

Внутреннее облучение, Зв, за счет потребления рыбы вычисляется по формуле:

$$H = C^{рыб} U^{рыб} R^{мыш} k^a$$

где $C^{рыб}$ – концентрация радионуклида в рыбе, Бк/кг; $U^{рыб}$ – потребление рыбы лицом возрастной группы «а», кг; k^a – поправочный коэффициент.

Значение $C^{рыб}$ рассчитывается по формуле:

$$C^{рыб} = T^{рыб} C^{вод}$$

где $T^{рыб}$ – безразмерный коэффициент биоаккумуляции радионуклида в мышечной ткани рыбы, (Бк/кг)/(Бк/л) (табл. 2.17).

Таблица 2.17 Коэффициент биоаккумуляции радионуклида из речной воды в мышечную ткань рыбы

Элементы	$T^{рыб}$	Элементы	$T^{рыб}$	Элементы	$T^{рыб}$
H	9.0–1	Y	2.5+1	Te	4.0+2
Na	1.0+2	Zr	3.3+0	I	1.5+1
Mn	4.0+2	Nb	3.0+4	Cs	2.0+3
Fe	1.0+2	Mo	1.0+1	Ba	4.0+0
Co	5.0+1	Tc	1.5+1	La	2.5+1
Cu	5.0+1	Ru	1.0+1	Ce	1.0+1
Rb	2.0+3	Rh	1.0+1	U	1.0+1
Sr	3.0+1	Ag	2.3+0	Np	1.0+1
				Pu	3.5+0

Таблица 2.18 Дозовый коэффициент облучения от воды для радионуклидов, Зв·л/(Бк·с)

Радионуклид	Эффективная эквивалентная доза	Гонады	Красный костный мозг	Легкие	Щитовидная железа	Верхняя часть толстой кишки	Кожа *
²² Na	0,22÷12	0,21÷12	0,24÷12	0,22÷12	0,20÷12	0,21÷12	0,31÷12
²⁴ Na	0,46÷12	0,45÷12	0,43÷12	0,44÷12	0,53÷12	0,51÷12	0,60÷12
⁵⁴ Mn	0,78÷13	0,80÷13	0,88÷13	0,78÷13	—	0,73÷13	0,12÷12
⁵⁹ Fe	0,12÷12	0,10÷12	0,13÷12	0,12÷12	0,11÷12	0,12÷12	0,17÷12
⁵⁸ Co	0,92÷13	0,96÷13	0,10÷12	0,91÷13	—	0,84÷13	0,16÷12
⁶⁰ Co	0,25÷12	0,22÷12	0,27÷12	0,25÷12	0,23÷12	0,26÷12	0,36÷12
⁶⁵ Zn	0,56÷13	0,52÷13	0,60÷13	0,56÷13	0,48÷13	0,56÷13	0,79÷13
⁸⁸ Rb	0,69÷13	0,67÷13	0,68÷13	0,68÷13	0,70÷13	0,79÷13	0,29÷12
⁸⁹ Rb	0,21÷12	0,18÷12	0,22÷12	0,21÷12	0,21÷13	0,23÷12	0,37÷12
⁹⁵ Zr	0,70÷13	0,73÷13	0,79÷13	0,69÷13	—	0,63÷13	0,11÷12
⁹⁵ Nb	0,72÷13	0,75÷13	0,81÷13	0,72÷13	—	0,66÷13	0,11÷12
⁹⁹ Mo	0,15÷13	0,16÷13	0,18÷13	0,15÷13	—	0,13÷13	0,41÷13
^{99m} Tc	0,13÷13	0,15÷13	0,20÷13	0,12÷13	0,15÷13	0,88÷14	0,15÷13
¹⁰³ Ru	0,47÷13	0,53÷13	0,55÷13	0,44÷13	—	0,38÷13	0,56÷13
¹⁰⁶ Ru	0,20÷13	0,22÷13	0,23÷13	0,19÷13	—	0,17÷13	0,99÷13
^{110m} Ag	0,27÷12	0,26÷12	0,29÷12	0,27÷12	0,23÷12	0,25÷12	0,39÷12
¹²⁴ Sb	0,18÷12	0,16÷12	0,20÷12	0,19÷12	0,18÷12	0,20÷12	0,24÷12
¹²⁵ Sb	0,42÷13	0,47÷13	0,50÷13	0,39÷13	—	0,34÷13	0,54÷13
¹³¹ I	0,39÷13	0,45÷13	0,48÷13	0,36÷13	—	0,31÷13	0,64÷13
¹³³ I	0,60÷13	0,66÷13	0,69÷13	0,58÷13	—	0,52÷13	0,11÷12
¹³⁵ I	0,16÷12	0,13÷12	0,17÷12	0,16÷12	0,15÷12	0,17÷12	0,21÷12
¹³⁴ Cs	0,15÷12	0,16÷12	0,17÷12	0,15÷12	—	0,13÷12	0,22÷12
¹³⁷ Cs	0,57÷13	0,62÷13	0,65÷13	0,56÷13	—	0,50÷13	0,91÷13
¹³⁸ Cs	0,24÷12	0,22÷12	0,25÷12	0,24÷12	0,25÷12	0,26÷12	0,31÷12
¹⁴⁰ Ba	0,15÷13	0,17÷13	0,18÷13	0,14÷13	—	0,12÷13	0,41÷13
¹⁴⁰ La	0,23÷12	0,21÷12	0,25÷12	0,23÷12	0,23÷12	0,25÷12	0,37÷12
¹⁵⁴ Eu	0,12÷12	0,11÷12	0,13÷12	0,12÷12	0,11÷12	0,12÷12	0,18÷12

ГЛАВА 3

Воды атомных реакторов

Якщо хочеш благополучно кудись доїхати, потрібно нелише гарне та якісне авто, а й добрий водій. Навіть найкраща техніка в некомпетентних руках стає вкрай ненадійною.

Так само, як і найдосконаліша атомна електростанція загрожуватиме людуству небезпекою, якщо там працюватимуть погано підготовані фахівці. Біля пульта радіаційного реактора в будь-якій ситуації має стояти людина, яка не допустить помилки та загрози для здоров'я людей.

Ірина Барановська, «Українське слово»
20-26 червня 2002 р.

3.1 Ядерный реактор

Установка, в которой осуществляется контролируемая самоподдерживающаяся цепная реакция деления ядер тяжелых элементов, называется ядерным реактором.

В общем случае в состав ядерного реактора входит (рис. 3.1):

- ядерное топливо;
- замедлитель и отражатель нейтрона;
- теплоноситель (охладитель);
- регулирующие стержни;
- детекторы контроля;

- внутриреакторные конструкции (технологические каналы, защитные экраны, опорные решетки и др.);
- корпус;
- приводы регулирующих стержней;
- биологическая защита [22, 23, 33, 40, 49, 51, 57, 58].

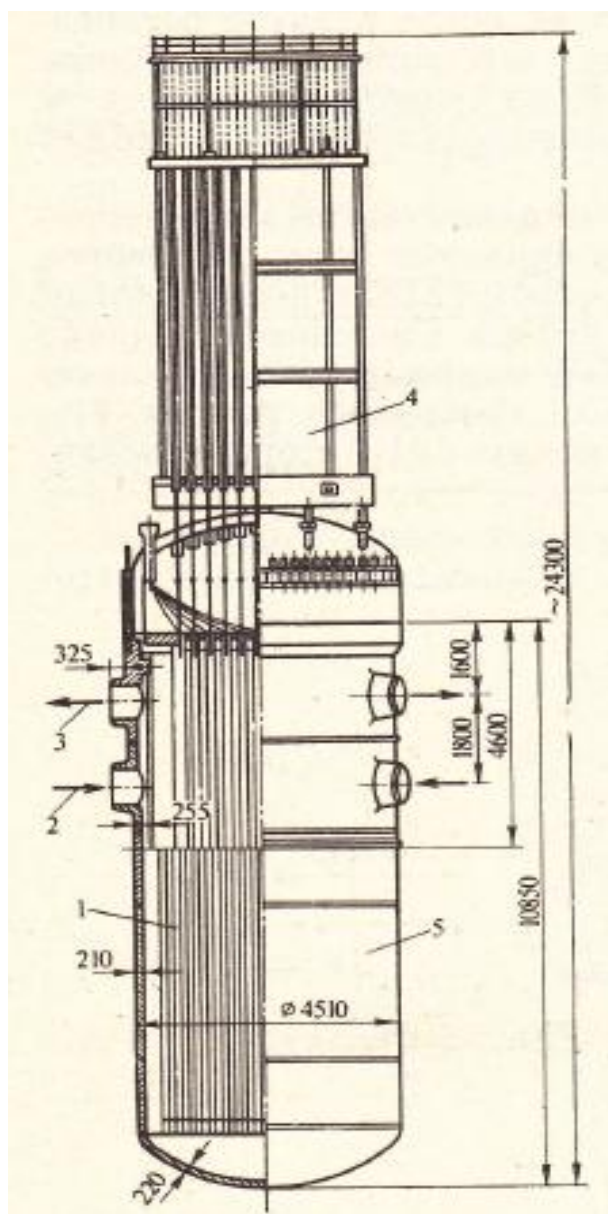


Рис. 3.1 Реактор ВВЭР-1000:

1 – активная зона; 2, 3 – вход и выход теплоносителя; 4 – верхний блок с приводами СУЗ; 5 – корпус с внутрикорпусными устройствами

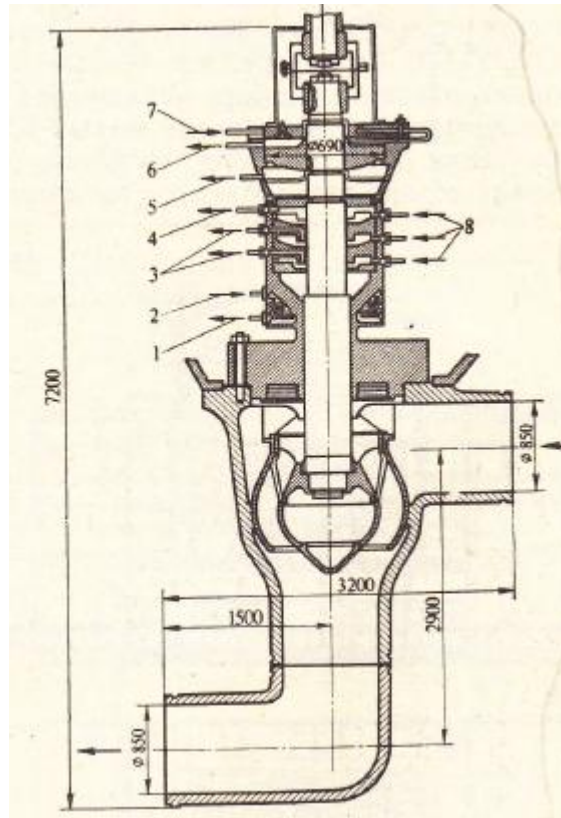


Рис. 3.2 Уплотнения циркуляционного насоса ГЦН-125:

1, 2 – отвод и подвод воды промконтура; 3 – отвод на дроссель; 4, 5 – сливы утечек воды и масла; 6, 7 – отвод и подвод масла; 8 – подвод запирающей воды

Центральная часть ядерного реактора, включая топливо, замедлитель, регулирующие органы, часть детектора контроля, образует активную зону, через которую прокачивается теплоноситель. Активная зона размещена в корпусе реактора.

Ядерное топливо в виде отдельных элементов, изготовленных из сплавов, соединений или их смеси, расположено в определенном порядке по всему объему активной зоны.

В состав ядерного топлива входят ядра делящихся элементов. В реакторах разного типа используется разные ядерные топлива. На сегодняшний день практический интерес представляют только четыре делящихся изотопа – ^{235}U , ^{233}U ,

^{239}Pu и ^{241}Pu . Изотоп ^{235}U является единственным естественным нуклидом, который делится под действием тепловых нейтронов, остальные – получаются в результате превращений, индуцированных нейтронами.

Топливо, применяющееся в ядерных реакторах, может быть в виде:

- металлов;
- керамических соединений (оксиды, карбиды, нитриды и др.);
- твердых растворов (металлических, металлокерамических, карбокерамических, керамических, виброкерамических);
- жидкостей;
- газов.

Металлическое топливо имеет определенные преимущества вследствие некоторых термических и ядерных свойств, однако ведет себя неудовлетворительно при длительном облучении. Топливо на основе металлического урана со средним или высоким обогащением изотопом урана – 235 (10% и выше) применяется, в основном, в исследовательских реакторах.

Керамическое топливо (оксиды, карбиды, нитриды U, Pu, Th) с точки зрения ядерных и термических свойств является менее ценным по сравнению с металлическим, однако более устойчиво к излучению и высокой температуре. Сегодня новые виды топлива с повышенной термостойкостью разрабатываются на основе карбидов и нитридов урана.

Диспергированное топливо было разработано для увеличения мощности в активной зоне и рабочей температуры теплоносителя.

Газообразное и жидкое топливо имеет преимущество в отношении стоимости производства и успешного функционирования, которое, однако, теряется из-за высокой коррозии и трудности в обращении.

В последние годы заметно увеличилось использование плутония в качестве ядерного топлива. Так называемое смешанное оксидное уран – плутониевое топливо. Для его изготовления используется плутоний, выделенный из отработавшего топлива АЭС, и уран, обедненный изотопом урана – 235 по сравнению с природным. Обедненный уран берут из отходов заводов по производству обогащенного урана – 235. Изготовление смешанного топлива более опасное производство, чем изготовление топлива на основе урана. Оно требует организации надежной радиационной и химической защиты.

Тепловыделяющие элементы (ТВЭЛы) состоят из металлического или керамического топлива, покрытого оболочкой из неделящегося материала (например, циркония или нержавеющей стали), и других элементов конструкции (рис. 3.3).



Рис. 3.3 Срез-схема тепловыделяющего элемента

Оболочка твэла обеспечивает сохранения его геометрической формы и механической прочности, предотвращает загрязнения теплоносителей продуктами деления и препятствует коррозии. Концевые части оболочки обеспечивают герметизацию твэла и фиксирование топлива. Кроме того, там располагаются специальные газосборники, которые позволяют снизить давление на оболочку твэла, возникающие при накоплении газообразных продуктов деления. Обычно твэл имеет цилиндрическую (трубчатую) форму, в которую загружается топливо в виде топливных таблеток. В исследовательских реакторах применяют твэлы в виде пластин. Для высокотемпературных газоохлаждаемых реакторов разработаны твэлы в виде графитовых шаров.

Твэлы объединяют в пучок и скрепляют посредством решеток. Так получают тепловыделяющие сборки (ТВС), по – другому – топливные сборки или топливные «кассеты».

Топливо для реакторов ВВЭР – 1000, которыми оснащены все украинские АЭС, представляет собой двуокись урана UO_2 спеченную в виде топливных таблеток, содержащихся в твэлах диаметром 9,1 мм.

Каждый твэл реактора ВВЭР – 1000 содержит 1270 г двуокиси урана (UO_2). Твэлы объединенные в тепловыделяющие сборки кассетного типа, содержащие каждая 317 твэлов и 12 направляющих стержней регулирования. Таким образом, топ-

ливная сборка ВВЭР – 1000 представляет собой герметическую, металлическую конструкцию шестигранной формы.

Знаете ли Вы что?..

Одна таблетка уранового топлива
диаметром 7,53 мм,
высотой 9...12 мм
и весом ~9 г
эквивалентна:
- 600 л нефти;
- 900 кг угля;
~ 640 л бензина;
~ 480 м³ природного газа.

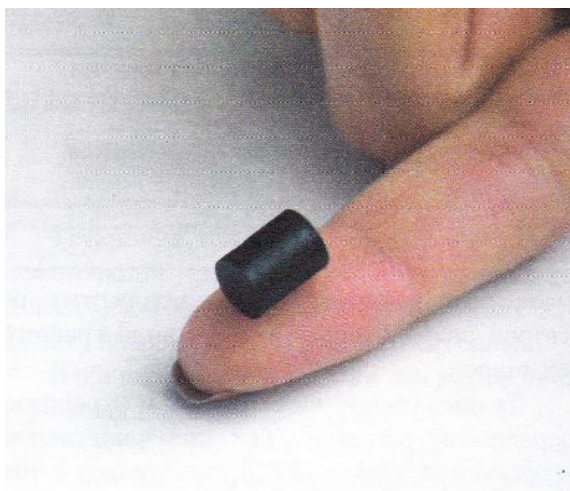


Рис. 3.4 Таблетка уранового топлива

В активную зону ВВЭР – 1000 устанавливаются 163 ТВС. Оставаясь в активной зоне уран – 235 расщепляется с выделением тепловой энергии, которая используется для получения пара и выработки электроэнергии. Поэтому каждая ТВС работает в реакторе 3 – 4 года. За это время топливо претерпевает следующие изменения: содержание урана – 235 постепенно снижается в результате процесса ядерных делений; небольшое количество урана – 238 превращается в плутоний, который частично расходуется; появляются высокорadioактивные продукты деления, образующие отходы. В связи с этим ежедневно заменяют треть или четверть ТВС активной зоны.

Нейтроны в активной зоне реактора образуются при делении ядер нуклидов, из которых состоит топливо. Для создания более благоприятных условий протекания цепной реакции деления образующиеся нейтроны с высокой энергией (0,5–10

МэВ) в реакторах на тепловых нейтронах замедляются до тепловых энергий (менее 1 эВ) с помощью замедлителя, состоящего из веществ с малой атомной массой. В реакторах на быстрых нейтронах, или быстрых реакторов, в которых для деления используются нейтроны большой энергии, замедлитель отсутствует. Активная зона окружена отражателем, предназначенных для уменьшения утечки нейтронов из реактора. В реакторах на тепловых нейтронах он выполняется из тех же материалов, что и замедлитель. В быстрых реакторах в качестве отражателя используются материалы, которые при взаимодействии с нейтронами образуют делящиеся нуклиды. Такими воспроизводящимися нуклидами служат ^{232}Th или ^{238}U .

Практически во всех современных реакторах отвод тепла из активной зоны (с целью дальнейшего преобразования энергии в электрическую) осуществляется путем нагревом циркулирующего через активную зону теплоносителя, которым могут быть вода или другие жидкости (в том числе жидкие металлы) и газы.

Управление процессом деления осуществляется путем изменения реактивности с помощью регулирующих стержней, перемещающихся в активной зоне. Их изготавливают из металлов, хорошо поглощающих нейтроны.

Для контроля за работой реактора в активную зону или около нее помещают детекторы, изменяющие параметры процесса. По их величине судят о режиме работы реактора и ве-

дется управление его работы. Детекторы подразделяются на внутриреакторные и вне реакторные.

Элементы активной зоны устанавливаются и фиксируются на внутриреакторных конструкциях, к которым относятся опорные, защитные экраны, а также каналы для организации движения теплоносителя внутри реактора и др.

Корпус реактора является элементом конструкции, внутри которого размещены активная зона и все внутриреакторные устройства.

Обычно вне корпуса, на нем или непосредственно вблизи устанавливаются приводы регулирующих стержней. Типы приводов бывают различными. Это или электропривод, или гидропривод, или пневмопривод.

Для обеспечения радиационной безопасности обслуживающего персонала в помещениях вокруг реактора предусмотрена биологическая защита, выполняемая из материалов, хорошо поглощающих все виды излучения.

Ядерным реактором независимо от их видов присущи следующие специфические особенности:

1. Ядерное топливо – источник энергии в реакторе. Оно имеет очень высокую энергоемкость. Напомним что, при полном делении 1 кг ^{235}U высвобождается энергия, равная 8×10^{13} Дж, в то время как при сгорании 1 кг органического топлива выделяется энергия порядка $(3 - 5) \times 10^7$ Дж в зависимости от вида топлива.

2. Способ «сжигания» топлива в ядерном реакторе отличается от способа сжигания органического топлива. В ядерный реактор топливо загружается порциями. После его выгорания до определенного предела оставшееся топливо вместе с накопившимися продуктами деления выгружается из реактора полностью или частью. При таком способе «сжигания» топлива физические характеристики реактора постоянно изменяются, что также составляет существенную особенность работы ядерных реакторов.

3. Для работы ядерного реактора не требуется окислитель.

4. Ядерные реакторы характеризуются большой величиной теплонапряженности активной зоны. Это определяется высокой концентрацией энергии в ядерном топливе и большим количеством энергии, выделяющиеся при каждом акте деления ядер. Из-за высоких тепловыделений и тепловых потоков в концентрации внутри реактора возникают значительные температурные пределы, которые к тому же могут претерпевать многочисленные и резкие колебания при изменениях режимов работы.

Тепловыделение в реакторе неравномерно по объему активной зоны. Это требует принятия определенных мер для обеспечения соответствия между тепловыделением и теплосъемом.

5. Тепловыделение происходит не только в ядерном топливе, но и в конструкционных (до нескольких процентов от общего тепловыделения).

6. После остановки ядерного реактора (прекращения процесса деления), в отличие от источников тепла на органическом топливе, в активной зоне продолжает генерироваться тепловая энергия. Для отвода остаточного тепловыделения в течение длительного времени пользуется либо штатной системой циркуляции теплоносителя, либо специальной системой отвода остаточного тепла.

7. Протекающие в реакторе процессы сопровождаются ионизирующим излучением, оказывающим определенные воздействие на материалы, из которых изготовлены узлы реактора, а также на обслуживающий персонал. В результате материалы упрочняются, снижается их пластичность, при этом уменьшается их теплопроводность и иногда увеличивается ползучесть. Чтобы обеспечить персонал обслуживающий реакторные установки, и населенные от вредного воздействия облучения, предусматриваются специальные меры (биологическая защита, вентиляции и др.).

8. Работа ядерного реактора сопровождается процессом удаления и захоронения радиоактивных отходов.

Перечисленные выше особенности работы реакторов учитываются при их конструировании. Поэтому к реакторам

предъявляются чрезвычайно высокие специфические требования.

1. Для как можно более полного полезного использования времени работы реактора и получения лучших экономических показателей необходимо стремиться к увеличению срока работы топлива в нем.

Для увеличения длительности работы ядерного топлива необходимо иметь достаточную загрузку реактора топливом (это можно достичь за счет его обогащения делящимися нуклидами).

Возможность создания большой загрузки топлива определяется способностью регулирующих стержней компенсировать возникающую при этом избыточную реактивность, максимальную в начале кампании. Чем больше интервал между перегрузками топлива, тем большую избыточную реактивность требуется скомпенсировать.

2. Большое значение имеет знание, выбор и правильный учет динамики изменения нейтронно-физических характеристик реактора в различных стационарных и переходных режимах работы и недопущение его выхода из-под контроля. Поэтому стремятся так сконструировать активную зону, чтобы полный мощностной эффект реактивности был мал и имел отрицательный знак (чтобы при увеличении мощности формировалась отрицательная реактивность).

3. При конструировании необходимо обеспечить максимально равномерное тепловыделение по всему объему активной зоны.

Из-за неравномерности тепловыделения по радиусу реактора теплоноситель распределяют по каналам так, что бы он находился на различных расстояниях от центра, пропорционально тепловыделению в этих каналах.

4. Необходимо обеспечить возможность быстрого отвода остаточных тепловыделений в активной зоне реактора в случаях различных нарушений технологического процесса работы ядерной установки.

5. Важен правильный выбор материала оборудования, работающего в экстремальных радиационных и тепловых полях. Материалы должны сохранять пластичность и теплопроводность не ниже допустимых пределов, деформация узлов и деталей не должна превышать заданных ограничений.

6. Необходимо обеспечить требуемую защиту обслуживающего персонала и населения, а также окружающей среды от вредного воздействия излучения реактора и образующихся в результате его работы твердых, жидких и газообразных радиоактивных продуктов.

7. Основное, определяющее требование при создании любого ядерного реактора – обеспечение ядерной и радиационной безопасности. Это значит, что при любых эксплуатационных или аварийных ситуациях должно быть исключено не-

контролируемое развитие цепной реакции деления, а также облучение персонала и загрязнение окружающей местности выше установленных норм.

Технико-экономические требования к ядерным реакторам в зависимости от их назначения могут быть разные. Так, энергетические реакторы АЭС должны быть надежны и экономичны. Необходимо добиваться минимально возможных удельных капиталовложений на единицу установленной мощности и минимальной себестоимости вырабатываемой электроэнергии. Важным фактором является топливная составляющая себестоимости, т.е. затраты на ядерное топливо, отнесенные к выработанной электроэнергии, а также годовые расходы природного урана должны быть оптимизированы. Необходимо добиваться минимальных удельных показателей в расходе металла и других материалов и т.п. В большой степени экономические характеристики зависят от КПД энергоблока, который определяется параметрами теплоносителя. Поэтому следует стремиться к получению высокой температуры теплоносителя на выходе реактора.

В последнее время все более актуальным становится требование работы реакторных установок при значительных временных изменениях нагрузок, остановках на выходные, праздничные дни и ночные часы, т.е. требования работы в переменном режиме, или, как говорят, по диспетчерскому графику.

К ядерным реакторам предъявляются также *обычные общетехнические требования*, а именно: надежность конструкции, сохранение работоспособности при различных внешних воздействиях (землетрясения и т.п.), безопасность работы, технологичность в изготовлении и монтаже, ремонтнопригодность, минимальное обслуживание, автоматизация управления и т.п.

По параметрам, конструкционному исполнению, назначению и ряду других признаков ядерные реакторы очень разнообразны. Теоретически возможны сотни различных типов реакторов, но практически целесообразных конструкций существенно меньше – несколько десятков.

Основными *признаками для классификации ядерного реактора* являются:

- 1) энергия нейтронов, при взаимодействии с которыми происходит деление тяжёлых ядер;
- 2) материал замедлителя в реакторах на тепловых нейтронах;
- 3) вид и параметры теплоносителя;
- 4) конструкционное исполнение;
- 5) назначение.

В зависимости от энергии нейтронов, вызывающих деление ядер, реакторы подразделяются на реакторы на быстрых, тепловых и на промежуточных нейтронах (последние не получили широкого распространения). В реакторах на быстрых

нейтронах основная часть делений вызывается нейтронами с энергией более 0,1 МэВ, а на тепловых – менее 1 эВ.

В *реакторах на быстрых нейтронах* критическая масса значительно больше, чем в реакторах на тепловых нейтронах. Это объясняется тем, что сечение деления в области больших энергий нейтронов в несколько сот раз меньше, чем в области тепловых нейтронов. Поэтому в реакторах на быстрых нейтронах, в которых к тому же отсутствует замедлитель, концентрация делящихся нуклидов много выше, чем в реакторах на тепловых нейтронах, т.е. используется высокообогащенное топливо. Отсюда ясно, что объемное тепловыделение в активной зоне таких реакторов тоже существенно выше и составляет 500-1000 МВт/м³.

Реакторы на быстрых нейтронах характеризуются расширенным воспроизводством вторичного ядерного топлива, т.е. в них ядерного топлива накапливается больше, чем расходуется. Это происходит вследствие того, что в таких реакторах в каждом акте деления образуется большее число нейтронов, чем в реакторах на тепловых нейтронах, а также вследствие меньшего поглощения их конструкционными материалами и теплоносителем.

В *реакторах на тепловых нейтронах* концентрация делящихся нуклидов ниже, так как в них вероятность реакции деления тепловыми нейтронами в сотни раз больше, чем в реакторах на быстрых нейтронах. Поэтому в этом случае

можно использовать топливо с малым обогащением по делящемуся нуклиду или даже природный уран. В активной зоне реактора на тепловых нейтронах содержится большое количество замедлителя. Благодаря этому, а также меньшей концентрации топлива, ее размеры, при одинаковой общей мощности, больше, чем в реакторе на быстрых нейтронах, а объемное тепловыделение существенно ниже. В наиболее напряженных активных зонах оно составляет $\sim 120\text{--}130 \text{ МВт/м}^3$.

Классификация по виду замедлителя. От вида замедлителя существенным образом зависят конструкция, размеры, загрузка топлива и другие характеристики реактора. В качестве замедлителей в реакторах на тепловых нейтронах используют вещества, имеющие большое сечение упругого и неупругого рассеяния и малое эффективное сечение поглощения нейтронов. Кроме того, у них должна быть малая атомная масса. К таким веществам относятся водород, дейтерий, углерод, бериллий и некоторые их соединения. В связи с этим существуют реакторы с легководным (H_2O), тяжеловодным (D_2O), графитовым (C), бериллиевым (Be, BeO), органическим (дифенил, трифенил, моноизопропилдифенил и т.п.) замедлителями. Наиболее распространены легководные, тяжеловодные и графитовые реакторы.

Тяжелая вода имеет наибольший из всех замедлителей коэффициент замедления вследствие очень низкого сечения поглощения нейтронов. Поэтому в *тяжеловодных реак-*

торах требуется минимальная критическая загрузка и возможно даже использование природного урана. Недостаток тяжелой воды – сложность ее получения и высокая стоимость. Наилучшей замедляющей способностью обладает обычная (легкая) вода вследствие большого сечения рассеяния тепловых нейтронов. Поэтому в *легководных* реакторах размеры активной зоны наименьшие. Однако при этом концентрация делящихся нуклидов в ядерном топливе должна быть достаточно высокой, т.е. оно должно быть обогащенным, что обусловлено большим сечением поглощения нейтронов в обычной воде.

Коэффициент замедления графита в 3 раза больше, чем легкой воды, но значительно ниже по сравнению с тяжелой водой. Поэтому в *реакторах с графитовым замедлителем* критическая масса меньше, чем в легко водных; реакторах, но больше, чем в тяжеловодных. Замедляющая же способность графита наименьшая из этих трех замедлителей. Таким образом, активные зоны реакторов с графитовым замедлителем имеют наибольшие размеры. В них можно использовать топливо с низким обогащением по делящемуся нуклиду.

Органические замедлители вследствие их нестойкости не нашли широкого применения в реакторостроении, а бериллиевые – применяются крайне редко из-за их токсичности и высокой стоимости.

Классификация по виду теплоносителя. Видом теплоносителя по существу определяются теплотехнические параметры реактора. Выбранным теплоносителем определяется гидравлическая схема энергетической установки. Теплоносители должны удовлетворять следующим требованиям: 1) иметь хорошие теплофизические свойства, чтобы обеспечить хорошую теплоотдачу и высокую теплоемкость; 2) иметь низкое сечение захвата нейтронов; 3) быть совместимыми с конструкционными материалами; 4) быть термически- и радиационно-стойкими, при этом расход энергии на прокачку теплоносителя и его стоимость должны быть оптимальными.

В качестве теплоносителей применяют обычную и тяжелую воду (H_2O и D_2O), органические жидкости (те же, что и замедлители), газы (CO_2 , He и др.), жидкие металлы (Na, K, Li и др.).

Обычная (легкая) и тяжелая вода различаются только ядерными свойствами, что важно при использовании их в качестве замедлителей, поскольку это влияет на загрузку топлива, зависящую от сечения поглощения нейтронов замедлителем. В остальном их свойства совершенно одинаковы. Поэтому обычная и тяжелая вода идентичны, за исключением стоимости. У воды как теплоносителя – хорошие теплофизические свойства. Большинство конструкционных материалов обладает в воде сравнительно высокой коррозионной и эрозивной стойкостью при условии соблюдения соответствующего

качества воды (водного режима). Под воздействием облучения вода при определенных условиях подвергается радиолизу – разложению на кислород и водород. Для поддержания нормального содержания кислорода и водорода принимаются соответствующие меры.

Обычная вода широко распространена в природе, доступна и имеет невысокую стоимость. Тяжелая вода вследствие ее высокой стоимости в качестве теплоносителя применяется реже.

Вода в реакторах может находиться в состоянии без кипения, в виде пароводяной смеси или пара. В некоторых конструкциях реакторов она является одновременно и замедлителем и теплоносителем. Реакторы такого типа называются **водо-водяными**, причем они бывают с **не кипящей водой** (с водой под давлением – ВВРД) и с **кипящей водой** (ВВРК) (рис. 3.5 и 3.6). Широко используется вода в качестве теплоносителя в реакторах с графитовым замедлителем, которые называются **водографитовыми**.

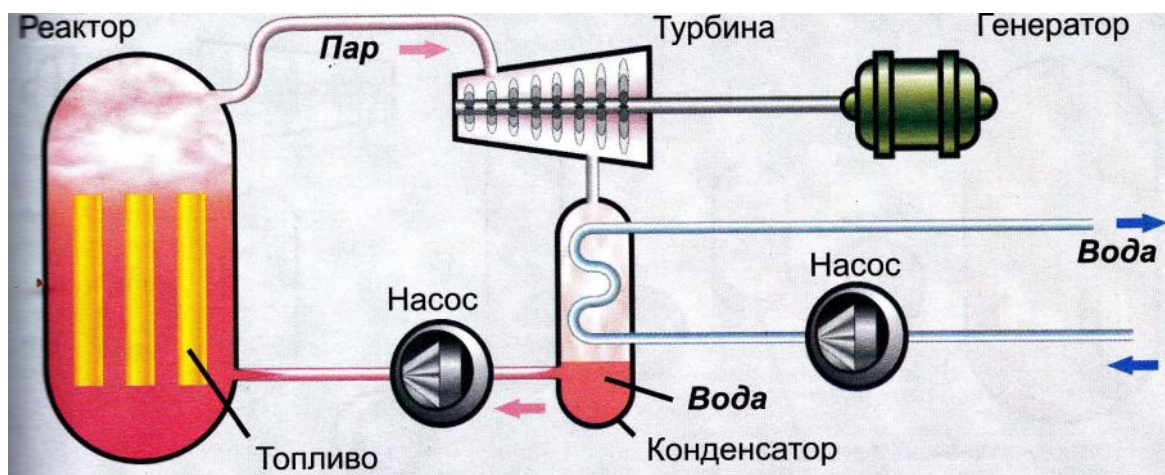
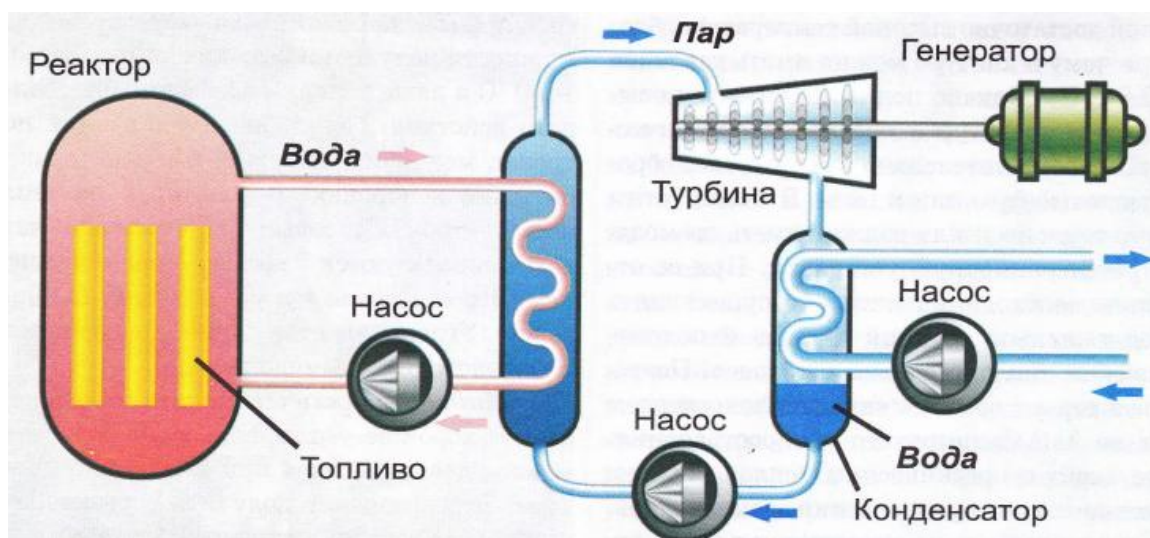


Рис. 3.5 Упрощенная схема АЭС с реактором с кипящей водой

Недостатком воды как теплоносителя является высокое давление пара при относительно только низкой температуре, причем оно быстро повышается с ее ростом. Поэтому в реакторах с водным теплоносителем требуется создавать высокое давление (16,5-20,0 МПа), что удорожает реакторные установки и вызывает определенные сложности при эксплуатации. Особенно это относится к реакторам с не кипящей водой.



*Рис. 3.6 Упрощенная схема АЭС с реактором с некипящей водой
(с водой под давлением)*

По конструкционному исполнению реакторы классифицируются на корпусные, канальные и бассейновые.

В корпусных реакторах внутри корпуса течет общий поток теплоносителя, который поступает в реактор и выходит из него через патрубки. Ко всем топливным сборкам активной зоны такого реактора теплоноситель поступает из общей раздаточной камеры, а после них направляется в общую сборную камеру. Корпус реактора находится под внутренним давлением теплоносителя.

В *канальных реакторах* теплоноситель по каждому каналу с топливной сборкой течет отдельно. Подвод и отвод теплоносителя от каждого из каналов осуществляется по индивидуальным трубопроводам, присоединенным к раздаточным и сборным коллекторам. В канальных реакторах в корпусе отсутствует давление теплоносителя. Эту нагрузку несут каналы, расположенные в реакторе вертикально или горизонтально.

В *бассейновых реакторах* корпус представляет собой большой бак, не имеющий герметичной крышки, заполненный водой на высоту несколько метров. В нижней части образованного таким образом бассейна находится активная зона, через которую прокачивается либо вода бассейна, либо теплоноситель, циркулирующий по специальному контуру.

Конструкция реактора определяется в основном выбранным замедлителем и теплоносителем:

- водо-водяные реакторы могут быть; только корпусными;
- органо-органические и газо-графитовые реакторы, как с углекислым газом, так и с гелием также выполняются корпусными;
- водографитовые реакторы бывают только канальными;
- тяжеловодный замедлитель в основном применяется в конструкциях канального типа, значительно реже в корпусных реакторах;

- реакторы на быстрых нейтронах выполняются только корпусными, так как в них необходимо иметь высокую концентрацию ядерного топлива в единице объема активной зоны;
- предназначенные для исследовательских целей реакторы, в которых обычная вода является и замедлителем и теплоносителем для активной зоны, обеспечивающей требуемые нейтронно-физические характеристики для проводимых испытаний, выполняются как реакторы бассейнового типа.

И корпусные и канальные энергетические реакторы имеют как свои преимущества, так и недостатки.

15 декабря 2000 года был окончательно остановлен единственный работавший в то время на Чернобыльской АЭС реактор типа РБМК на блоке № 3. И в настоящее время на четырех украинских АЭС (Запорожской, Южно-Украинской, Ровенской, Хмельницкой) эксплуатируются 15 энергоблоков с водо-водяными реакторами, разработанными еще в Советском Союзе. Их два типа: ВВЭР-440 и ВВЭР-1000. Это представители двух поколений водо-водяных реакторов с водой под давлением корпусного типа мощностью 440 МВт и 1000 МВт соответственно.

Реактор ВВЭР-440. Активная зона реактора размещена в цилиндрическом корпусе, изготовленном из высокосортной стали, и собрана из шестигранных тепловыделяющих сборок (ТВС). Оболочки ТВЭЛов изготовлены из циркониевого сплава.

В активной зоне установлено 349 ТВС, из них 312 с топливом, остальные – подвижные стержни управления.

В каждой рабочей ТВС находится 126 твэлов стержневого типа с сердечником из спеченной в виде таблеток двуокиси урана, обогащенной изотопом уран-235.

Замена ТВС производится на остановленном реакторе. Обычно перегрузки выполняются один раз в год в весенне-летний сезон, когда нагрузка энергосистемы минимальна. Ежегодно перегружается одна треть топлива активной зоны. Следовательно, топливо в активной зоне находится в общей сложности три года. Извлечение отработавшего топлива из реактора производится под водой специальной перегрузочной машиной с дистанционным управлением.

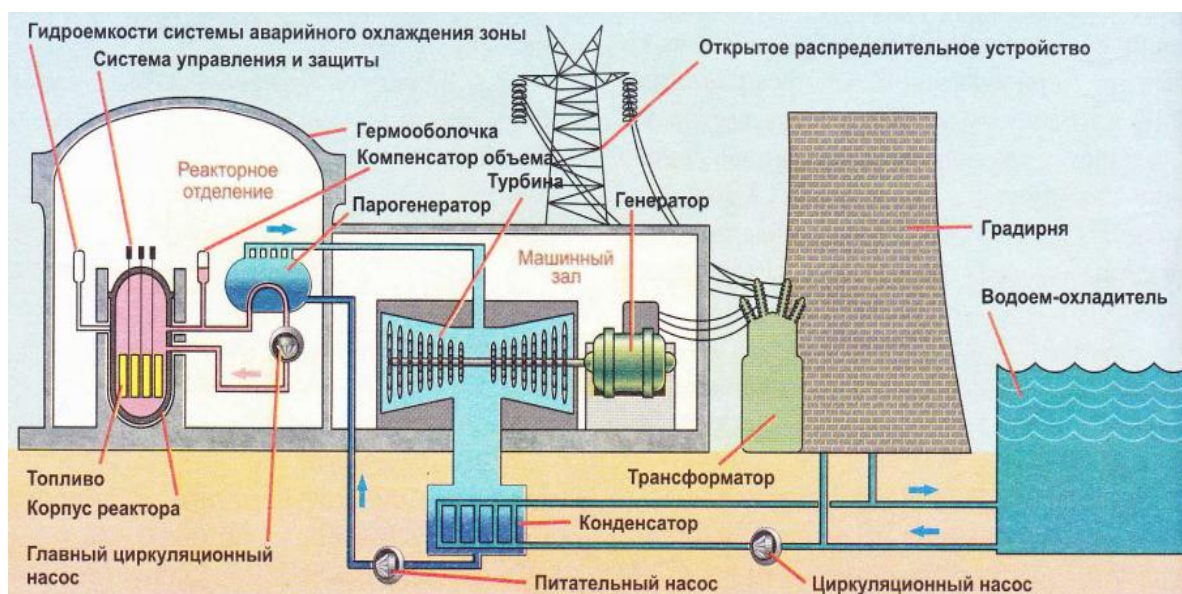
На АЭС два контура теплосъема. Первый контур включает реактор, шесть петель, по которым циркулирует теплоноситель. Каждая петля имеет главный циркуляционный насос и парогенератор.

Через входные патрубки вода проходит снизу вверх через активную зону, охлаждая ТВС с твэлами, и через выходные патрубки подается в парогенераторы.

Второй контур состоит из шести парогенераторов, двух турбогенераторов, трубопроводов пара и питательной воды. Электрическая мощность реактора 440 МВт.

Реакторы ВВЭР-440 эксплуатируются на АЭС в Украине, России, Венгрии, Чехии, Словакии, Финляндии.

Реактор ВВЭР-1000 (рис. 3.7) представляет собой следующее после ВВЭР-440 поколение легко водных реакторов большой мощности. Электрическая мощность энергоблоков 1000 МВт. Реактор состоит из корпуса, верхнего блока, внутри корпусных устройств и активной зоны.



*Рис. 3.7 Общая принципиальная схема АЭС
с реактором ВВЭР-1000*

Корпус с верхним блоком представляет собой сосуд под давлением с размещенными в нем внутри корпусными устройствами и активной зоной. Активную зону реактора охлаждают четыре петли с теплоносителем.

Для предотвращения перегрева топлива в случае обездвиживания активной зоны смонтирована система, позволяющая быстро залить активную зону водным раствором борной кислоты. При этом не только охлаждается сама активная зона, но в результате попадания бора прекращается цепная реакция. Это пассивная часть системы аварийного охлаждения реактора

(САОЗ). Для дальнейшего снятия тепла с активной зоны служит активная часть САОЗ. В пассивной части САОЗ предусмотрены две независимые емкости с водой.

Активная зона состоит из 163 ТВС шестигранной формы с твэлами. В 61 ТВС установлены стержни регулирования реактора, каждый из которых состоит из 18 поглощающих элементов.

Реактор устанавливается в бетонной шахте, которая служит биологической защитой. Подобно всем реакторам водяного типа, ВВЭР-1000 снабжен прочно-плотной защитной оболочкой.

В большинстве стран мира эксплуатируются преимущественно энергетические реакторы на тепловых нейтронах со слабообогащенным или природным ураном, водо-водяного типа, в которых вода является и теплоносителем и замедлителем. На их долю приходится 75% парка реакторов, в том числе 55% составляют реакторы типа «с водой под давлением», к числу которых относятся реакторные установки, эксплуатируемые на ЗАЭС.

Таблица 3.1 Технические характеристики реактора

Тип	водо-водяной ВВЭР-1000
Изготовитель Ленинградское ПО «Ижорский завод»
Мощность, МВт:	
тепловая	3000
электрическая	1000
Число циркуляционных петель	4
Давление теплоносителя в первом контуре, МПа	16.0
Температура теплоносителя, °С:	
на входе в реактор	289
на выходе из реактора	322
Расход теплоносителя через реактор, м ³ /ч	80000
Топливо	двуокись урана
Среднее обогащение топлива, %	3.3–4.4
Масса топлива в активной зоне, т	75.0
Средняя удельная энергонапряженность объема активной зоны, кВт/л	111.0
Эквивалентный диаметр активной зоны, м	3.12
Высота активной зоны, м	3.55
Глубина выгорания топлива, МВтсут/т:	
при двухгодичной кампании	27000
при трехгодичной кампании	40000
Габаритные размеры реактора:	
высота корпуса без крышки, м	10.88
наружный диаметр корпуса, м	4.51
толщина стенки корпуса, мм	190

Таблица 3.2 Техническая характеристика парогенератора

Тип	горизонтальный ПГВ-1000
Изготовитель Подольский машиностроительный завод им.С.Орджоникидзе ПО «Атоммаш»
Количество парогенераторов на реактор ..	4
Паропроизводительность, т/ч	1469
Температура пара, °С	287,5
Давление пара, МПа	6,4
Температура питательной воды, °С	223
Площадь поверхности теплообмена, м	5200

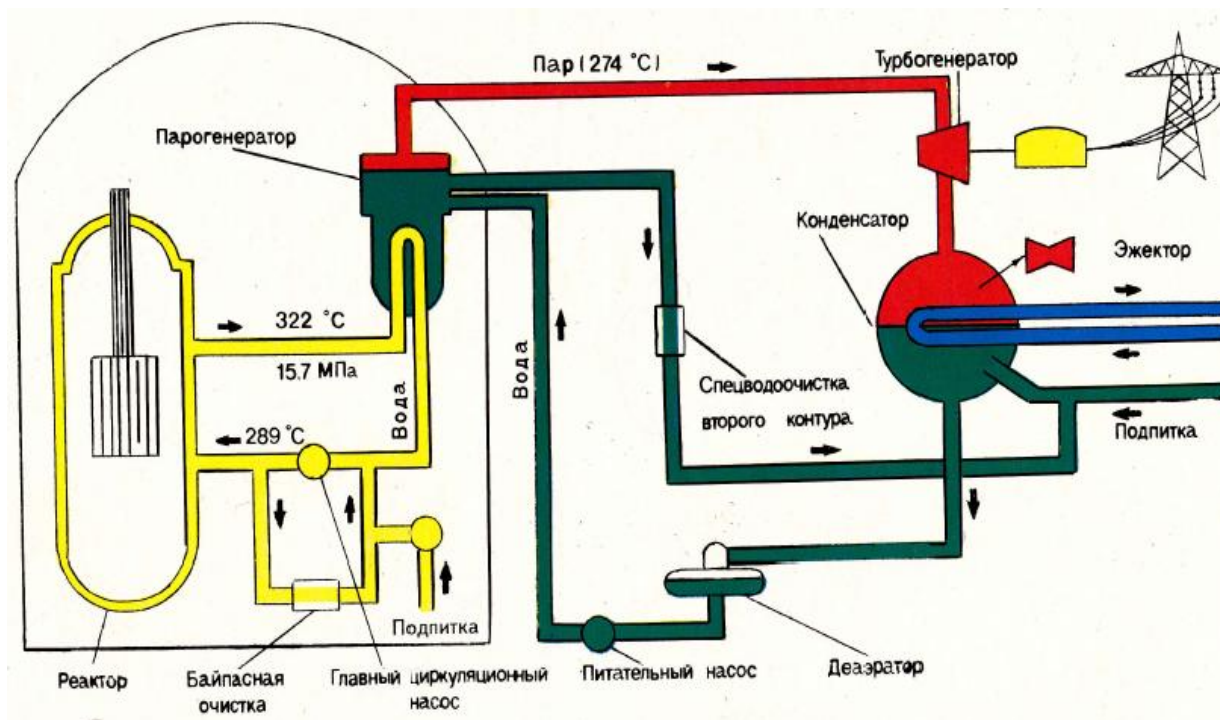
Основная часть любого ядерного реактора – активная зона, в которой протекает цепная реакция деления. Она образуется загруженным ядерным топливом в виде тепловыделяющих элементов – ТВЭлов. Диаметр твэла – 9,1 мм диаметр топливных таблеток (спеченный порошок UO_2) – 7,53 мм, масса загрузки двуокиси урана в твэле – 1565 г. Твэлы объединяются в тепловыделяющие сборки (ТВС) кассетного типа,

содержащие 317 твэлов и 12 направляющих стержней регулирования. Количество ТВС в активной зоне – 163, из них с регулируемыми стержнями – 61.

Замена выгоревших кассет производится на остановленном и разуплотненном реакторе. Ежегодно производится выгрузка примерно 1/3 рабочих кассет и догрузка такого же количества топлива. Извлечение отработавших кассет из реактора производится под водой специальной перегрузочной машиной с дистанционным управлением.

Теплота, выделяемая твэлами, отводится непрерывно циркулирующим теплоносителем. На АЭС с реактором типа ВВЭР-1000, в отличие от станций с «чернобыльскими» реакторами типа РБМК (реактор большой мощности канальный), использование теплоты активной зоны осуществляется по двухконтурной схеме (рис. 3.8).

Первый контур – радиоактивный (30000 рентген) – включает в себя реактор и четыре циркуляционные петли, каждая из которых состоит из главного циркуляционного насоса (ГЦН), парогенератора и трубопроводов из аустенитной стали.



*Рис. 3.8 Принципиальная тепловая схема энергоблока АЭС
с реактором типа ВВЭР*

Второй контур – нерадиоактивный – состоит из паропроизводящей части парогенераторов, турбины с генератором и вспомогательного оборудования машинного отделения. В схему второго контура включена бойлерная установка производительностью 840 ГДж/ч для отопления зданий промплощадки и жилого поселка ЗАЭС. Оба контура изолированы друг от друга, что позволяет предотвратить переход радиоактивных веществ из первого во второй.

3.2 Основные сооружения АЭС

Подход к решению проблемы безопасности АЭС лучше всего отражает формула – МИНИМУ РИСКА, МАКСИМУМ БЕЗОПАСНОСТИ.

Согласно принятым в мировой практике значениям риска, любая деятельность считается безопасной, если приемлемый уровень риска достигается 10^{-4} , т.е. возможна гибель одного человека из 10 000. Поэтому как реперное значение абсолютного риска принимают это значение.

«Атомная энергетика сегодня и завтра», 1989 г.

Основными сооружениями на примере ЗАЭС являются: главные корпуса энергоблоков; спецкорпуса с санитарно-бытовыми блоками, блоками мастерских и соединительными эстакадами; объединенный вспомогательный корпус; объединенный газовый корпус; сооружения технического водоснабжения; электротехнические сооружения (рис. 3.9).

Главный корпус каждого из действующих и вновь вводимых энергоблоков объединяет реакторное отделение, машинный зал и примыкающие к нему деаэрационное отделение и помещения распределительного устройства собственных нужд (смонтирована компоновка).

Реакторное отделение состоит из герметичной части – цилиндрической оболочки диаметром 47,4 м со сферическим куполом и негерметичной – обстройкой. Основное технологи-

ческое оборудование реакторной установки – реактор, парогенераторы, главные циркуляционные насосы (ГЦН), компенсатор объема, емкость системы аварийного охлаждения зоны, трубопроводы связи – размещено под защитной оболочкой в боксах с массивными стенками из тяжелого бетона и железобетона.

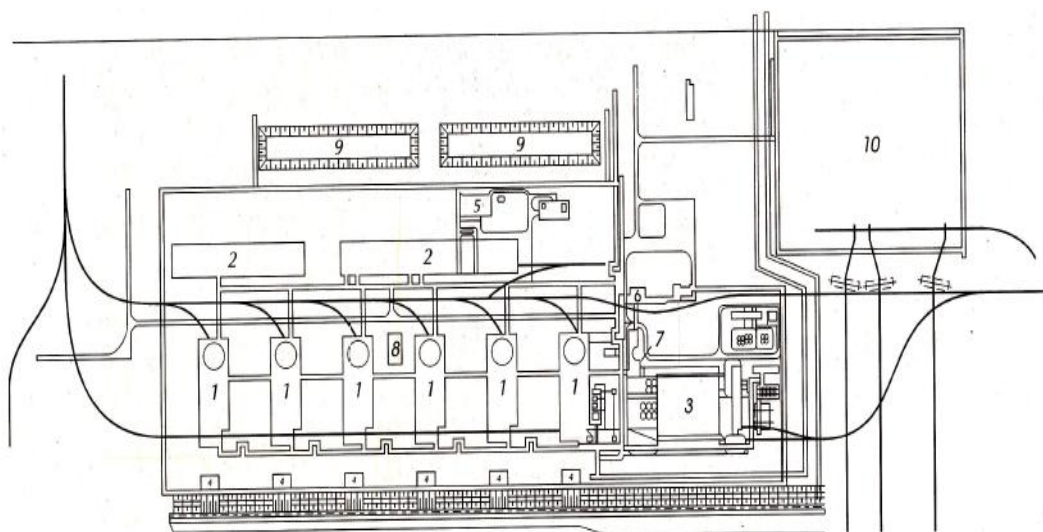


Рис. 3.9 Схема основных сооружений электростанции

1 – главный корпус; 2 – спецкорпус; 3 – объединенно-вспомогательный корпус; 4 – блочная насосная станция; 5 – корпус дожигания; 6 – административный корпус; 7 – лабораторно-бытовой корпус; 8 – дизель-генератор; 9 – брызгательные бассейны; 10 – ОРУ 750 кВ

Обстройка реакторного отделения разделена на зоны строгого и свободного режима. В зоне свободного режима расположены: система надежного электроснабжения собственных нужд, блочный и резервный щиты управления, система приточной вентиляции, аварийные питательные насосы с баками запаса обессоленной воды, повышающие насосы надежного техводоснабжения с баками запаса воды, предохранительные клапаны парогенераторов.

В зоне строгого режима обстройки размещены системы и оборудования, имеющие контакт с радиоактивной водой I контура: системы аварийного расхолаживания реактора и гашения аварийного давления в герметичной оболочке, расхолаживания бассейна выдержки, промконтура ГЦН, организованных проточек, продувки – подпитки I контура, продувки парогенераторов, а также вытяжной вентилятор с системой очистки газовых сдувок, маслосистема ГЦН, спецканализация и другое оборудование.

Конструкции герметичной оболочки реакторного отделения в основном выполняются из тяжелого бетона и железобетона. Оболочка и обстройка реакторного отделения установлены на общем фундаменте, основанием которого служит массивная монолитная плита.

Перекрытия негерметичной части выполнены из сборных железобетонных панелей.

Реакторное отделение имеет высоту 67,5 м и в плане представляет собой квадрат со стороной 66 м.

Машинный зал и деаэрационное отделение имеют в плане размеры 120х45 и 120х12 м соответственно, и торцом примыкают к реакторному отделению. Расположение турбины в машинном зале – продольное; сторона цилиндра высокого давления обращена к реакторному отделению. В машинном зале установлены также подогреватели высокого и низкого давления, бойлерная установка, насосное оборудование, маслоси-

стема турбины, система охлаждения генератора и другое оборудование. В деаэрационном отделении размещены деаэратор, питательные и конденсатные насосы, блочная обессоливающая установка. Высота машинного зала – 35,5 м, трехэтажного деаэрационного отделения – 42 м. оперативная отметка обслуживания – 15,0 м. Для обслуживания машинного зала в нем установлены два мостовых крана грузоподъемностью 200/32/5 тс. В машинном зале предусмотрен обычный железобетонный въезд.

Спецкорпус электростанции объединяет не вошедшие в состав реакторного отделения технологические помещения, связанные радиоактивными средами, оборудованием и материалами (кроме помещения для установок сжигания и прессования отходов, которые размещаются в специальном здании переработки отходов). Спецкорпус рассчитан на обслуживание всех энергоблоков электростанции. Отдельно стоящее здание спецкорпуса связано закрытыми эстакадами с реакторными отделениями энергоблоков.

В состав спецкорпуса входят блок центральных ремонтных мастерских (ЦРМ), санитарно-бытовой блок и блок спецводоочистки. В блоке ЦРМ, кроме мастерских для хранения, наладки и ремонта оборудования I контура, размещены лаборатория металлов, станция по зарядке аккумуляторов. Санитарно-бытовой блок включает в себя спецпрачечные, санпропускники и санузлы, кладовые спецодежды, ремонтные

мастерские аппаратуры АСУ, радиометрическую лабораторию.

В блоке спецводоочистки производится очистка всех радиоактивных сред, образующихся в ходе эксплуатации АЭС, способом дистилляции и выводом радиоактивности из цикла. Практически весь дистиллят затем вновь возвращается в цикл и используется для подпитки.

Конструктивно спецкорпус состоит из принципиально различных элементов. Так, блок спецводоочистки решен в виде многоэтажного здания с несущими продольными и поперечными стенами, объединенными жесткими дисками сборномонолитных перекрытий, и покрытия. Массивность стен и перекрытий определяется требуемой степенью герметизации и биологической защиты. Санитарно-бытовой блок и блок ЦРМ выполнены из сборных конструкций обычного типа. Габаритные размеры спецкорпуса в плане 60х242 м.

Объединенный вспомогательный корпус (ОВК) включает в себя химводоочистку с реагентным хозяйством, центральные ремонтные мастерские, специальные склады, лаборатории, административные помещения. Весь ОВК отнесен к зоне свободного режима.

Объединенный газовый корпус (ОГК) пролетом 18 м примыкает торцом к складу-навесу ОВК. В состав ОГК входят: общестанционная компрессорная, электролизерная, бетоносмесительный узел, помещения для токарнокарусельного

станка, склады ценных стройматериалов, распределительное устройство 0,4 кВ, служебные помещения.

Техническое водоснабжение электростанции – обратное и базируется на пруде-охладителе, брызгальных устройствах и градирнях с использованием остаточных напоров на сбросе от конденсаторов турбины для подачи воды из брызгала. Пруд-охладитель площадью 9,5 км² выгорожен плотиной на мелководном участке Каховского водохранилища. Подогрета на конденсаторах вода расходом 220 м³/с сбрасывается в открытый канал длиной 4 км. Половина расхода поступает в пруд-охладитель, остальной расход насосными станциями подается на брызгальные устройства и градирни. Охлажденная вода через подводящий канал поступает к блочным насосным станциям, подающим воду на конденсаторы турбин.

Электрическая схема АЭС выполнена по блочному принципу: генератор ТВВ-1000 включен в блоке с трансформатором, между генератором и повышающим трансформатором установлен выключатель нагрузки. Выдача мощности от электростанции осуществляется от открытого распределительного устройства (ОРУ) 750 кВ по четырем воздушным линиям напряжением 750 кВ. каждый энергоблок к ОРУ 750кВ подключен через три однофазных трансформатора напряжением 787/24 кВ, мощностью по 417 МВхА. Схема ОРУ 750 кВ АЭС выполнена с двумя системами сборных шин и четырьмя выключателями на три присоединения.

Собственные нужды электростанции обеспечиваются напряжением 6 кВ; трансформатор собственных нужд включается в отпайку между выключателем нагрузки и трансформатором блока. Важнейшие потребители электроэнергии имеют резервное электропитание от дизель-генераторов и аккумуляторных батарей. На каждый энергоблок установлено по три дизель-генератора и по три аккумуляторных батареи напряжением 220 В. Ячейки дизель-генераторов располагаются с двух сторон реакторного отделения.

Системы контроля и управления технологическими процессами. Производство тепловой и электрической энергии на АЭС – высокосложный технологический процесс, управление которым попросту невозможно без использования разнообразных средств автоматизации и вычислительной техники. Все эти средства объединяются в *единую автоматизированную систему управления технологическими процессами (АСУ ТП)*.

АСУ ТП АЭС спроектирована как двухуровневая иерархическая система, призванная обеспечить контроль и управление станцией, как в режиме нормальной эксплуатации, так и в случае возникновения аварийной ситуации. На нижнем уровне системы решаются задачи управления технологическими процессами энергоблоков и общестанционных установок; на верхнем – оперативного управления АЭС в целом.

Основным узлом подсистемы управления энергоблоком является БЩУ – блочный щит управления. С БЩУ осуществляется пуск реактора, выведение его на мощность, пуск турбины, синхронизация генератора, дистанционное управление блоком в нормальном и аварийном режимах, а также плановый и аварийный остановки реактора и турбины, расхолаживание реакторной установки.

На оперативных панелях и пульте реакторной установки БЩУ размещаются приборы теплотехнического контроля: датчики температуры теплоносителя на входе и выходе реактора, давления в первом контуре, перепада давления в активной зоне, расхода теплоносителя по циркуляционным петлям, устройства отображения массового контроля и др.

На турбинной части БЩУ размещены приборы контроля ряда технологических и механических величин: числа оборотов, теплового расширения ротора и корпуса турбины, вакуума в конденсаторе, давления масла в системе смазки, регулирования и др.

В качестве устройства централизованного контроля и управления принят информационно-вычислительный комплекс «Каскад-2», построенный по двухпроцессорной схеме. С его помощью осуществляются:

- сбор, обработка и представление информации об измеряемых и вычисляемых параметрах блока;

- сигнализация отклонений измеряемых и вычисляемых параметров;
- регистрация измеряемых и вычисляемых параметров;
- регистрация очередности срабатывания защит и состояния оборудования в предаварийный период и в процессе развития аварии;
- диагностика технологических ситуаций и состояния оборудования с сигнализацией неисправностей;
- расчет и предоставление информации о ядерно-физических и технологических параметрах и характеристиках, включая и расчеты по внутриреакторному контролю, а также о технико-экономических и расчетных показателях;
- расчет оптимальных режимов и выдача операторам рекомендаций по управлению блоком;
- обмен информацией со станционным уровнем АСУ ТП АЭС;
- регистрация действий оператора по управлению блоком.

Оперативная информация выводится на пульт в виде фрагментов мнемосхем, картограмм, таблиц, графиков, текстов-советов оперативному персоналу. Контроль на экране индикаторов дополняется вызывным контролем на цифровые, многошкальные, регистрирующие приборы.

Блочные щиты каждого энергоблока изолированы друг от друга и размещены в деаэрационных этажерках. Для каждого энергоблока предусмотрен резервный щит управления, с которого можно аварийно остановить реакторную установку и ава-

рийно ее расхолодить, привести в действие системы безопасности и получить информацию о состоянии реактора.

Кроме блочных щитов, к постам управления низового уровня относятся также местные щиты управления, позволяющие контролировать работу общестанционных технологических установок спецкорпуса, химводоочистки, спецводоочистки, радиационного контроля. Оперативное управление всей АЭС осуществляется со щита начальника смены (ЩНС). Помимо ведения обобщенного контроля за работой энергоблоков и общестанционных технологических установок, ЩНС позволяет также осуществлять научно-обоснованный, прошедший общественную экспертизу, выбор площадок для АЭС.

3.2.1 Системы спецводоочистки

К источникам образования жидких радиоактивных отходов (ЖРО) относятся:

- вода, используемая в качестве теплоносителя I контура;
- боросодержащие воды, сливаемые из I контура и баков аварийного запаса борной кислоты;
- воды бассейнов выдержки и перегрузки;
- продувочная вода парогенераторов;
- трапные воды, включающие в себя неорганизованные протечки реакторного отделения и спецкорпуса, регенерационные и отмывочные воды установок СВО, регенерационные воды БОУ машзала в режиме нарушений нормальных условий

эксплуатации, декантат гидровыгрузки отработанных фильтрующих материалов, промывочные воды выпарных установок, воды дезактивации помещений, оборудования, трубопроводов, арматуры, датчиков КИП, прочие сбросы активных дренажей;

- воды спецпрачечной и душевых.

Загрязненные воды, подлежащие очистке, при разной степени загрязнения радиоактивными примесями, как правило, имеют невысокое содержание солей и других примесей. Поэтому для очистки используется метод ионного обмена. Трапные воды, а также воды спецпрачечной, имеющие высокое солесодержание, подвергаются предварительной дистилляции на выпарных установках; ионный обмен используется в качестве второй ступени.

Очистка загрязненных вод из различных источников происходит на соответствующих установках спецводоочистки – ТС (установка очистки продувочной воды I контура), ТЕ (установка очистки организованных проточек I контура и сброса теплоносителя I контура в различных режимах работы блока) и других. После прохождения установок очищенная вода направляется для повторного использования, а пульпа, содержащая высокоактивную ионообменную смолу с фильтров, передается по трубопроводам в систему временного хранения и переработки ЖРО.

Система временного хранения и переработки жидких реактивных отходов

Система предназначена для приема и предварительной выдержки ЖРО на срок не менее трех месяцев, что обеспечивает распад короткоживущих изотопов и снижение активности отходов после прохождения установки отведения. Система включает в себя группу баков хранения жидких отходов и группу оборудования для перекачки из бака в бак или на установку отведения (битумирования), расположенных в спецкорпусе.

Радиоактивные отработанные смолы и дисперсные остатки транспортируются в емкости фильтрующих материалов по трубопроводу с применением сжатого воздуха. После выдержки кубовый остаток монжюсом $V=10 \text{ м}^3$ подается на установку битумирования. Этим же монжюсом производится перекачка кубового остатка из бака в бак и сбор протечек из помещений баков кубового остатка и емкостей фильтрующих материалов.

К емкостям, в которые направляются для промежуточного хранения радиоактивные иониты, где накапливается наиболее активная фаза и скорость радиолиза воды максимальная, при необходимости может подаваться азот с контролируемым расходом в пределах $0,5-1,0 \text{ м}^3/\text{ч}$.

С целью уменьшения объема емкостей и более надежного хранения ЖРО в спецкорпусе N1 подвергается переработке

на установке глубокого упаривания путем испарения радиоактивного солевого раствора.

В спецкорпусе N1 проектом предусмотрены 2 установки битумирования, на которых ЖРО подвергаются переработке путем включения сухого остатка этих отходов в расплавленный битум с последующей добавкой и отверждением битумного компаунда в бочки емкостью 200 л. В настоящее время на этих установках ведутся монтажные и наладочные работы.

В соответствии с требованиями «Санитарных правил» баки, содержащие ЖРО, устанавливаются в боксах, облицованных нержавеющей сталью до уровня возможного разлива бака. В боксах имеются приямки, оснащенные сигнализаторами появления протечек при нарушении герметичности баков. Сигнализация о появлении протечек в боксах баков хранилища жидких отходов выведена на щит СВО доочистки.

В системах хранилищ могут создаваться следующие аварийные ситуации: переполнение баков, повышение давления в баках, разуплотнение баков.

При переполнении баков избыток жидкости через гидрозатвор переливается в герметичное помещение. При повышении давления в баках срабатывает гидрозатвор и воздушная среда отводится в помещение, далее через системы вентиляции с очисткой в венттрубу.

Система хранения ЖРО рассчитана таким образом, чтобы при повреждении одной из емкостей и необходимости подго-

товки ее к ремонту, была возможна перекачка отходов из поврежденной емкости в резервную.

При разуплотнении бака радиоактивная среда вытекает в герметичное помещение. Сброс жидких отходов переключается на резервную емкость, находящиеся отходы также перекачиваются в резервную ёмкость.

3.2.2 Система хранения отработанного топлива

Система хранения отработанного топлива предназначена для снятия активности и остаточных тепловыделений от отработавших тепловыделяющих сборок до допустимых значений для его транспортировки.

Во время хранения отработавших тепловыделяющих сборок в бассейне выдержки происходит спад активности и остаточных тепловыделений. Для обеспечения надёжного съёма остаточных тепловыделений отработавших тепловыделяющих сборок и защиты обслуживающего персонала от облучения бассейн выдержки заполнен водным раствором борной кислоты концентрацией 16 г/кг. Но и в присутствии брома в воде бассейна выдержки при хранении топлива во всех рассматриваемых режимах обеспечивается невозможность самопроизвольной цепной реакции, что достигается в первую очередь за счёт стеллажа бассейна выдержки, в котором тепловыделяющие сборки установлены шагом 400 по треугольной решётке.

Вода в каждом отсеке бассейна выдержки циркулирует через систему расхолаживания бассейна выдержки, которая обеспечивает допустимую температуру воды бассейна выдержки не более 70°C (при аварийной выгрузке зоны), определённую, исходя из условия недопустимости вскипания охлаждающей воды и расплавления топлива от остаточных энерговыделений.

Кроме того, система расхолаживания обеспечивает защитный уровень воды в бассейне выдержки при хранении отработавших тепловыделяющих сборок, который составляет не менее 2900 мм и обеспечивает защиту обслуживающего персонала от облучения. При этом радиационная обстановка на уровне пола не превышает 1-2 мР/ч.

Для защиты обслуживающего персонала от облучения предназначена воздушная завеса, предотвращающая попадания испаряющихся с поверхности бассейна выдержки радиоактивных паров в центральный зал реакторного отделения. Удаляемый воздух перед выбросом в венттрубу происходит дозиметрический контроль по содержанию в нём активных аэрозолей и йодов.

Бассейн выдержки расположен в герметичной оболочке реакторного отделения и состоит из трёх отсеков предназначенных непосредственно для хранения отработанных тепловыделяющих сборок, и колодца-зоны загрузки транспортного контейнера ТК-13 с отработавшими топливными сборками и

разгрузки чехла для свежих кассет. Разделение бассейна выдержки на три отсека даст возможность проводить ремонтные работы в одном из них при размещении отработанных кассет в других.

Колодец отделён от зоны хранения тепловыделяющих сборок, чтобы в случае падения чехла не повредить твелы или не снизить защитный уровень над тепловыделяющими сборками.

Бассейн выдержки примыкает непосредственно к шахте реактора, соединён с ней перегрузочным каналом для проноса топливной сборки. Бассейн оборудован стеллажами для хранения отработавших тепловыделяющих сборок.

Ёмкость бассейна выдержки (392 шт. выделяющих сборок) обеспечивает выдержку отработанных тепловыделяющих сборок в течение не менее трёх лет.

3.2.3 Сточные воды

Непрерывный дистанционный контроль жидких сбросов в АЭС включает в себя:

- контроль активности воды системы техноводоснабжения неответственных потребителей каждого блока и спецкорпуса;
- контроль активности воды бытовых стоков зоны «строгого» режима. Информация поступает на ЦЦРК и МЦРК.

Приборный контроль газоаэрозольных выбросов с жидкими стоками, осуществляется постоянно непрерывно действующими приборами и дополняется данными периодических изменений представленных проб лабораторными методами.

При удалении жидких стоков из накопителей во внешнюю среду РК осуществляется перед их сбросом. При этом определяется изотопный состав радиоактивных веществ, удаляемых со стоками.

Для контроля распространения радиоактивного загрязнения из баков хранилищ жидких радиоактивных отходов на промплощадке АЭС оборудуются наблюдательные скважины, которые бурятся до первого водоносного слоя.

Ёмкости для хранилищ жидких радиоактивных отходов оборудованы уровнемерами для контроля протечек, автоматической сигнализацией протечек и системой пробоотбора.

Контроль радиоактивности воды, донных отложений и гидробионтов осуществляется ежемесячно.

Анализ отбираемых проб осуществляется в лаборатории внешнего радиационного контроля.

Контроль химического, термического и радиационного состава вод на площадке АЭС и в районе размещения станции.

Контроль за химическим, термическим и радиационным составом жидких отходов и подземных вод района расположения АЭС осуществляется службой безопасности ЗАЭС.

Таблица 3.3 Уровни риска преждевременной смерти в земных условиях (на человека в час)*

Порядок	Диапазон риска	Источник риска и причина смерти
XII	$(1-2) \times 10^{-12}$ $(2-5) \times 10^{-12}$ $(5-10) \times 10^{-12}$	Естественная среда обитания (отдельные небольшие события) Ураганы, торнадо Радиоактивное загрязнение среды атомными предприятиями и АЭС (при дозе 1-5 мбэр за год на границе зоны)
XI	$(1-2) \times 10^{-11}$ $(2-5) \times 10^{-11}$ $(5-10) \times 10^{-11}$	Радиоактивные вещества в товарах широкого потребления, излучение телевизоров т.п. Глобальные выпадения радиоактивных веществ Грозы (поражение молнией)
X	$(1-2) \times 10^{-10}$ $(2-5) \times 10^{-10}$ $(5-10) \times 10^{-10}$	Тайфуны, циклоны, бури; укусы и уколы ядовитых насекомых и животных Землетрясения, наводнения, цунами: выхлопные газы автомобилей; медицинские процедуры с использованием излучений; максимальная проектная авария на ЗАЭС Все виды естественных катастроф; искусственные источники излучения в среде обитания (все виды)
IX	$(1-2) \times 10^{-9}$ $(2-5) \times 10^{-9}$ $(5-10) \times 10^{-9}$	Катастрофы в искусственной среде обитания (смог, выбросы и.д.) выбросы теплостанций; швейная и обувная промышленность; огнестрельное оружие; запроектованная авария на ЗАЭС Текстильная и бумажная промышленность; взрывы газа в многоквартирных домах; пожары Естественная частота лейкемии (всё население)
VIII	$(1-2) \times 10^{-8}$ $(2-5) \times 10^{-8}$ $(5-10) \times 10^{-8}$	Болезни в возрастной группе 10-14 лет; падения Болезни в возрастных группах 5-9, 15-19, 20-24, 25-29 лет; несчастные случаи в возрастных группах 5-9 и 10-14 лет; общественный и железнодорожный транспорт; типографии; предприятия атомной промышленности (США); обрабатывающая промышленность в среднем Болезни в возрастной группе 30-34 года; несчастные случаи в возрастных группах 15-19 лет, 25-29, 30-34, 35-39 и 40-44 года; несчастные случаи (в среднем); рак лёгкого у мужчин; врачи и радиологи; вся промышленность
VII	$(1-2) \times 10^{-7}$ $(2-5) \times 10^{-7}$ $(5-10) \times 10^{-7}$	Болезни в возрастной группе 35-39 лет; несчастные случаи в возрастных группах 20-24, 45-49, 50-54, 55-59, 60-64, 65-69, 70-74 года; заболевания органов дыхания; Болезни в возрастных группах 40-44, 45-49 лет; несчастные случаи в возрастных группах 75-79 и 80-84 года; экипажи рыболовецких траулеров; шахтёры; железнодорожные рабочие;; велосипед; бокс любительский Болезни в возрастной группе 50-54 года; несчастные случаи в возрастной группе 85 лет и старше; самолёты гражданской авиации (экипаж и пассажиры; условия максимального риска); автомобиль; охота; лыжи; сердечно-сосудистые заболевания (всё население)

* Используются данные Е. Е. Ковалева (1990 г.)

Химконтролю подвергаются все жидкие отходы.

Объём химконтроля включает контроль стоков, содержащих нефтепродукты, значение рН, концентрации кальция, магния, аммиака, хлоридов и других химических веществ.

Для контроля распространения радиоактивного загрязнения из баков хранилищ ЖРО на промплощадке АЭС оборудуются наблюдательные скважины, которые бурятся до первого водоносного горизонта. Контроль производится периодически методом отбора проб и дальнейшим анализом химического и радиационного состава в ЛВРК. Периодичность анализа принимается несколько раз в неделю согласно графику.

3.3 Очистка вод атомных электростанций

Ученый-ядерщик в беседе с активисткой «зеленого» движения задает вопрос: «А где же вы будете брать электроэнергию, если не строить ядерных станций?»

Ответ: «Из розетки...»

3.3.1 Классификация процессов обработки воды как основа для технологических решений

При выборе способов очистки жидких отходов АЭС от радиоактивных веществ, а также от органических и неорганических загрязнений необходимо учитывать фазово-дисперсные состояния компонентов, поскольку между ними и совокупно-

стью способов их удаления существует определенная взаимосвязь.

Согласно классификации [16] загрязняющие примеси по отношению к дисперсионной среде разделены на 4 группы. Применение первых двух (исключая высоко молекулярные соединения) образуют термодинамически неустойчивые гетерогенные системы, двух других групп – термодинамические равновесные и обратимые гомогенные системы.

Первая группа веществ представляет собой нерастворимые в воде взвеси. В ее состав входят глинистые вещества, ил, мелкий песок, малорастворимые гидроокиси металлов, некоторые органические вещества, сорбированные на взвешях радиоактивные вещества. Полнота удаления этих примесей из воды непосредственно зависит от степени осветления последней.

Для удаления примесей этой группы используют физико-химические процессы, рассчитанные на выделение из воды веществ, начиная от тонких взвесей и кончая крупными частицами. Это процессы адгезии (прилипания примесей к поверхности сорбентов и зернистых инертных материалов), агрегации и седиментации (укрупнение частиц при помощи специальных реагентов, с последующим осаждением), а также флотации (всплывание на поверхность воды в результате образования насыщенных газами сгустков). Завершают эти про-

цессы обычно механические способы – отстаивание, микропроцеживание, фильтрование и др.

Вторая группа объединяет гидрофильные и гидрофобные коллоидные примеси, находящиеся в воде в состоянии зелей (тонкодисперсных образований) и высокомолекулярные вещества. Примеси имеют кристаллическое или аморфное строение. К веществам, образующим вторую группу, относятся минеральные и органоминеральные частицы почв и грунтов, радиоколлоиды, вирусы.

Обработка воды, содержащей эту группу примесей, высокими дозами хлора, озона, а также другими окислителями улучшает ее качество, так как при окислении гибнут микроорганизмы, разрушаются гидрофильные коллоиды, проявляющие защитные свойства по отношению к гидрофобным примесям воды, и тем самым создаются благоприятные условия для последующего коагулирования, ускоряются процессы образования и осаждения хлопьев коагулянта.

Основными реагентами, обеспечивающими удаление коллоидных примесей из воды, являются коагулянты. Как показали исследования, степень гидролиза коагулянтов зависит от pH среды, ее солевого состава и температуры. Наиболее чувствителен к этим факторам алюминиевый коагулянт $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, наименее – железный FeCl_3 .

Поскольку адсорбция на коагулянтах является избирательным процессом, более широкий диапазон загрязнений бу-

дет задерживаться смешанным коагулянтом $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 + \text{FeCl}_3$, обладающим преимуществами каждого из двух указанных выше. При этом процесс коагуляции протекает удовлетворительно в более широком интервале pH (низкая температура не оказывает отрицательного влияния; отсутствует зона стабилизации золя коагулянта, характерная для FeCl_3). Значительное повышение эффекта коагулирования достигается введением флокулянтов. В некоторых случаях хорошие результаты очистки воды достигаются контактной коагуляцией.

Третья группа веществ включает молекулярно растворимые соединения – растворенные газы, органические вещества, как биологического происхождения, так и вносимые промышленными стоками. Молекулы этих примесей могут существенно изменять структуру воды и взаимодействовать между собой не так, как в чистом компоненте. В водной среде возможно протекание двух процессов: соединения разнородных молекул – гидратации и соединения однородных молекул ассоциации.

Наиболее эффективными процессами удаления из воды веществ третьей группы являются аэрирование, окисление и адсорбция.

Растворенные в воде газы и летучие органические вещества удаляются аэрированием воды. Растворенные в воде одно- и многоатомные фенолы, большинство продуктов органического синтеза, гуминовые и фульвокислоты разрушаются под действием сильных окислителей. Многие вещества данной

группы удаляются из воды с помощью активированных углей, применение которых основано на межмолекулярном взаимодействии молекул растворенных в воде примесей с высокоразвитой поверхностью углей, на которой они более или менее прочно закрепляются. Как известно, на активированном угле хорошо сорбируются гидрофобные соединения, к которым относятся растворимые в воде углеводороды нефти, ароматические углеводороды и их производные, хлорированные углеводороды и различные другие малорастворимые в воде соединения.

Четвертая группа включает электролиты – вещества с ионной или сильнополярной связью, которые под действием характерного полярного строения молекул воды распадаются на ионы.

Очистка воды от примесей, входящих в четвертую группу, сводится к связыванию ионов, которые подлежат удалению, в малорастворимые или слабо диссоциированные соединения. Применяют также ионообменные реакции, протекающие на поверхности твердой фазы (на ионообменных материалах). Такие процессы целесообразны в тех случаях, когда удаляемые ионы необходимо удержать на нерастворимом в воде материале, заменив их ионами, которые будут безвредны при последующем использовании воды. Освобождение воды от ионных примесей можно осуществить также ее переводом в твердую фазу (вымораживание, образование гидратов) добавлением соответствующего не смешивающегося с водой

вещества для образования двух слоев – воды и растворителя. В одном из них скапливаются эти примеси. В некоторых случаях целесообразно использовать подвижность ионов в электрическом поле (электродиализ).

Таблица 3.4 Классификация примесей воды и методов их удаления

Гетерогенные системы		Гомогенные системы	
Грубодисперсные примеси: суспензии, эмульсии, планктон, патогенные микроорганизмы	Примеси коллоидной степени дисперсности: органические и неорганические вещества, вирусы	Примеси молекулярной степени дисперсности: соли, кислоты, основания	Примеси ионной степени дисперсности: соли, кислоты, основания
1 группа	2 группа	3 группа	4 группа
Механические безреагентные методы (седиментация, фильтрование)	Сорбция на гидроокисях алюминия, железа (коагуляционные методы)	Сорбционные методы	Перевод ионов: в осадок, газообразное состояние, малодиссоциированное состояние
Сорбция на гидроокисях железа, алюминия	Агрегация при помощи высокомолекулярных флокулянтов катионного типа	Десорбция при аэрировании	Сорбция ионов на ионообменниках и гетерополярных сорбентов
Агрегация с помощью высокомолекулярных флокулянтов (АК, ПАА, К-4 и др.)	Обработка окислителями (хлором, озоном и др.)	Экстракционные методы	Экстракционные методы
Флотационные методы	Воздействие на вирусы окислителями, ультразвуком, ультрафиолетовым излучением, замутнителями с последующим удалением из воды	Обработка окислителями (хлором, диоксидом хлора, озоном, перманганатом калия и др.)	За счет электродиализа и обратного осмоса
Взаимодействие с окислителями, ультразвуком, ультрафиолетовым излучением, замутнителями и др.	—	Эвапорационные методы (парациркуляционный метод, азеотропная отгонка)	—

Для лучшей ориентации в выборе технологического метода водообработки, обеспечивающего необходимую степень ее очистки, представляем в таблице 3.4, в которой содержатся данные о возможных способах обработки воды, содержащей удаляемые ингредиенты определенных групп классификации. Поскольку радиоактивные изотопы в отходах атомных производств находятся в тех же физико-химических формах, что и обычные загрязнения, для их удаления следует использовать те же закономерности, которые учитываются и при выборе технологических схем, вытекающих из фазово-дисперсного состояния примесей.

Конструктивное оформление технологических решений, принятых по этим показателям, осуществляется с учетом производительности, компоновки проектируемых сооружений, а также технико-экономического расчета.

Жидкие радиоактивные отходы, в том числе и сточные воды, подразделяются на категории (табл. 3.5).

Таблица 3.5 Классификация категорий жидких радиоактивных отходов (РАО)

Категория РАО	Интервал значения удельной активности, Бк/м ³		
	бета, гамма-излучения радионуклидов	альфа-излучения радионуклидов	трансурановые альфа-излучения радионуклидов
Низкоактивные	меньше 10 ³	меньше 10 ²	меньше 10
Среднеактивные	от 10 ³ до 10 ⁷	от 10 ² до 10 ⁶	от 10 до 10 ⁵
Высокоактивные	больше 10 ⁷	больше 10 ⁶	больше 10 ⁵

В случае одновременного присутствия в отходах альфа-, бета-, гамма-активных нуклидов категория отходов определяется по наибольшему установленному их значению.

3.3.2 Байпасные специальные водоочистки (СВО)

Байпасные специальные водоочистные станции (СВО), обозначаемые как СВО-1 и СВО-5 для реакторной и парогенераторной воды соответственно, работают непрерывно.

Известно, что на ТЭС контур всей станции замкнут. Это объясняется высоким качеством пара и конденсата (несколько мкг/т). Сбрасывать конденсат такой высокой чистоты и заменять его обессоленной водой экономически нецелесообразно. Для АЭС эти соображения тоже действительны, но более важной причиной для замкнутости цикла АЭС является радиоактивность среды. Поэтому назначение СВО-1 и СВО-5 двоякое – выведение примесей, которые могли бы образовывать отложения, и непрерывная дезактивация вод реакторного контура и парогенераторной установки.

После истощения обменной емкости ионообменных фильтров установок СВО-1 и СВО-5 производится их регенерация. В результате периодически получаться большое количество радиоактивных отходов (ЖРО).

Не смотря на работу установок СВО-1 и СВО-5, всё же имеют место отложения радиоактивных примесей на отдельных участниках в ГНЦ. Это затрудняет ремонт оборудования

АЭС, для производства которого необходима предварительная дезактивация. Получающиеся при этом отмывочные воды, к числу которых относятся радиоактивные воды опорожнения реактора и парогенераторной установки, низкорadioактивные трапные воды (в результате внешней обмывки здания и агрегатов), прачечные воды так же являются источником ЖРО.

Каждая АЭС имеет установки для выпаривания этих вод. Это установки периодического действия и относительно малой мощности, хотя на них выпариваются большие объемы радиоактивных вод. Получающийся при этом высокочистый дистиллат возвращается в цикл, а образующаяся твёрдая фаза, так называемый «кубовой остаток», обрабатывается (цементирование или битумирование) и размещается в специальных хранилищах.

Большие расходы дезактивируемой воды и сооружение для их очистки установок малой мощности требуют создания на АЭС системы чистых и «грязных» баков значительной емкости.

Деактивации подлежат так же радиоактивные газообразные отходы и йод. Для уменьшения наведения наведенной радиоактивности воздушных сред в системе АЭС воздух перед поступлением в помещение АЭС проходит очистку на специальных фильтрах.

Для управления реактором существует система управления и защиты (СУЗ), используемая в сочетании с борным ре-

гулированием. Последнее нашло свое отражение в организации водного режима реактора ВВЭР и его байпасной очистки, так называемый СВО-1, работающей непрерывно. В таблице 3.6 приведены характеристики водного режима реакторного контура ВВЭР, на рисунке 3.9 – оборудование байпасной очистки воды реактора ВВЭР-1000.

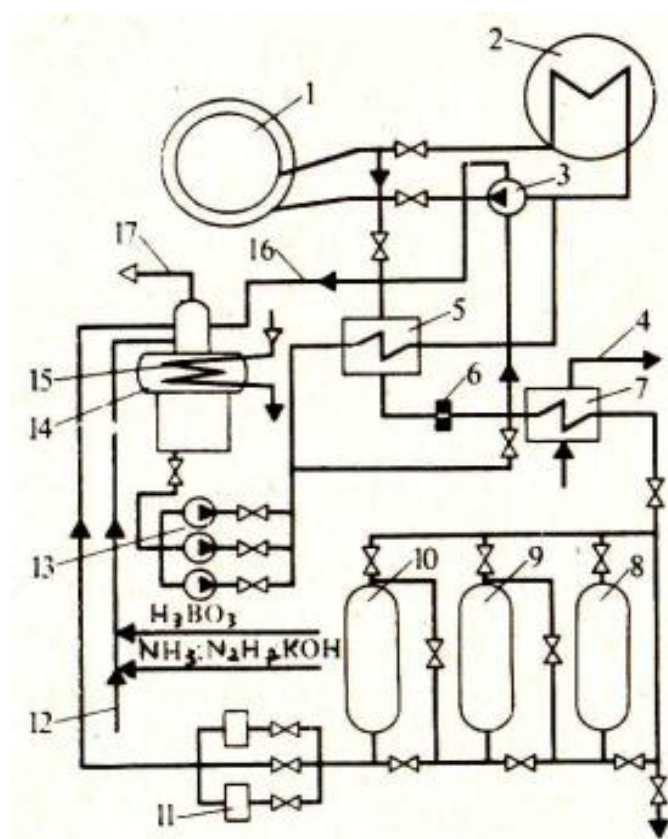


Рис. 3.9 Установка для очистки реакторной воды для ВВЭР-1000 при смешанном калий-аммиачном режиме и борном регулировании:

1-реактор; 2-парогенератор; 3-ГЦН; 4-техническая вода промконтур; 5-регенеративный теплообменник; 6-драсельная устройство; 7-доохладитель; 8-Н-катионитовый фильтр; 10-анионитовый фильтр; 11-механический фильтр; 12-подача добавочной обессоленной воды; 13-подпиточные насосы; 14-деаэратор подпитки; 15-теплообменник деаэратора; 16-сброс запирающей воды ГЦН; 17-выпар деаэратора подпитки.

Назначение смешанного калий-аммиачного режима заключается в том, чтобы, во-первых, в условиях наличия борной кислоты обеспечить вводом едкого кали (KOH) достаточно низкие скорости коррозии сталей реакторного контура и, во-вторых, снизить интенсивность радиолиза за счёт водорода, получаемого вследствие радиационного разложения аммиака, не допуская, однако, слишком больших концентраций водорода, способных вызвать наводороживание сталей и их охрупчивание.

Таблица 3.6 Показатели смешанного калий-аммиачного режима при борном регулировании

Показатели	Нормируемые значения	Примечания
Калий, мг\кг	2,5-12,0	Регулируется для поддержания значения pH при любых требуемых концентрациях борной кислоты
Аммиак, мг\кг	>5,0	Однако не более концентрации, при которой содержание водорода превышает 60 норм. мл\кг
Водород, норм. мл\кг	30-60	Поддерживается за счет регулирования подачи аммиака
Кислород, мг\кг	0,01	Складывается самопроизвольно
Хлориды, мг\кг	0,1	—
Фториды, мг\кг	0,1	—
Борная кислота, г\кг	До 16,0	В зависимости от технического режима ядерного реактора
Значения pH	5,7-10-2	Складывается в зависимости от концентрации борной кислоты, калия и аммиака

Корпусные реакторы несколько осложняют операции по перегрузке топлива (требуется остановка реактора и снятие его крышки), а также по их демонтажу и захоронению после окончания срока работы.

Как видно из рисунка 3.1, реактор ВВЭР корпусного типа. Серьезным недостатком такого реактора является то, что его корпус находится не только под весьма высоким давлением (до 16 МПа), но и испытывает воздействие нейтронного потока, которое может вызывать охрупчивание стали.

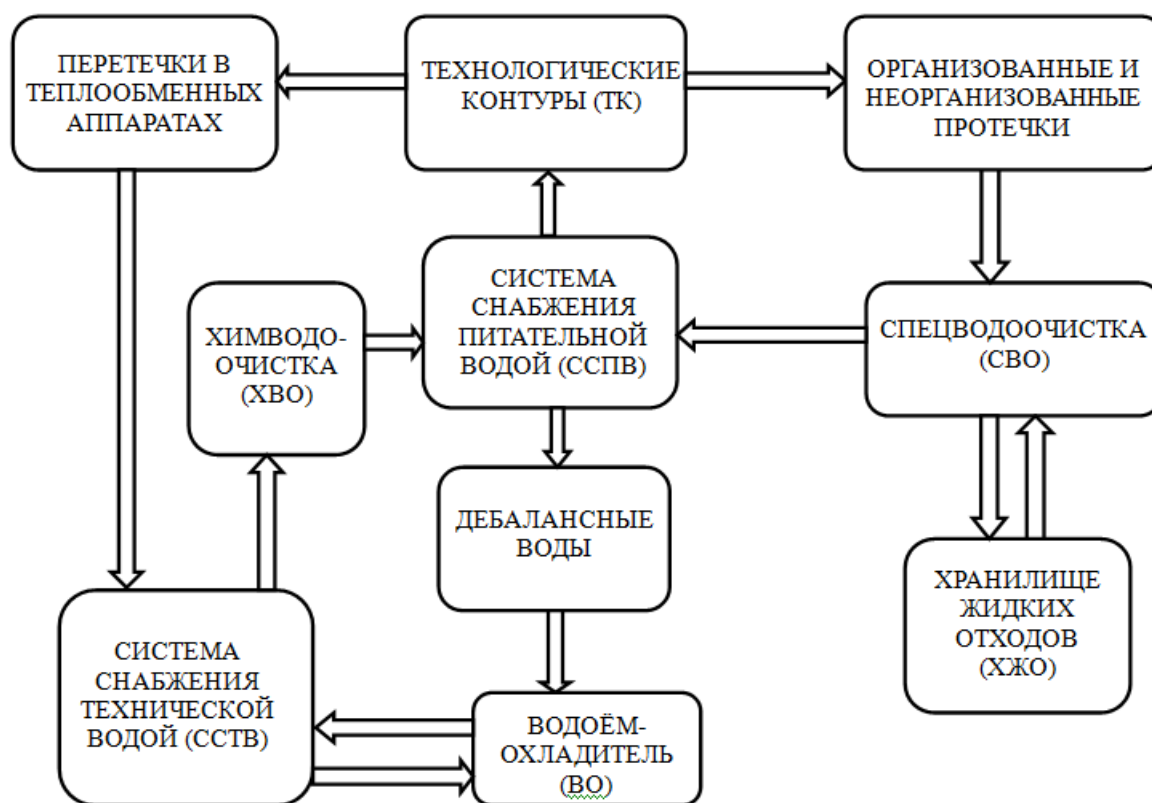


Рис. 3.10 Принципиальная схема организации оборотного водоснабжения на АЭС

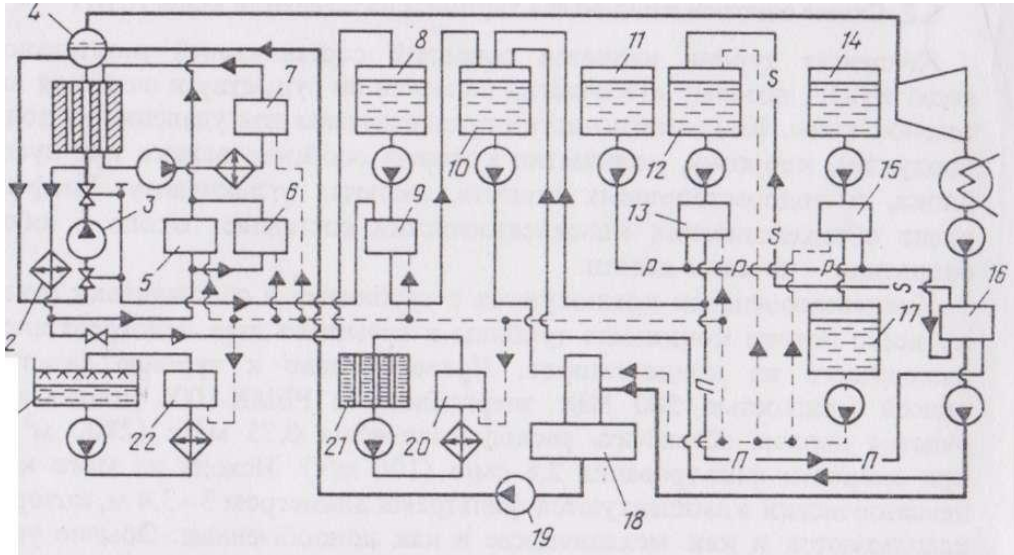


Рис. 3.11 Технологическая схема спецводоочисток энергоблока с РБМК – 1000:

--- – чистый конденсат; —п— – промывочная вода; —~— – дренажные воды; —р— – регенерационные растворы; 1 – бассейн барботер; 2 – охлаждающие продувки; 3 – ГЦН; 4 – барабан – сепаратор; 5 – установка СВО – 1; 6 – установка СВО – 12; 7 – установка СВО – 3; 8 – бак опорожнения КМПЦ; 9 – установка СВО – 5; 10 – бак ППР; 11 – бак регенерационных растворов; 12 – бак вод взрыхления; 13 – установка СВО – 6; 14 – бак трапных вод; 15 – установка СВО – 4; 16 – конденсатоочистка; 17 – бак чистого конденсата; 18 – деаэратор; 19 – ПЭН; 20 – установка СВО – 2; 21 – бассейн выдержки; 22 – установка СВО – 13.

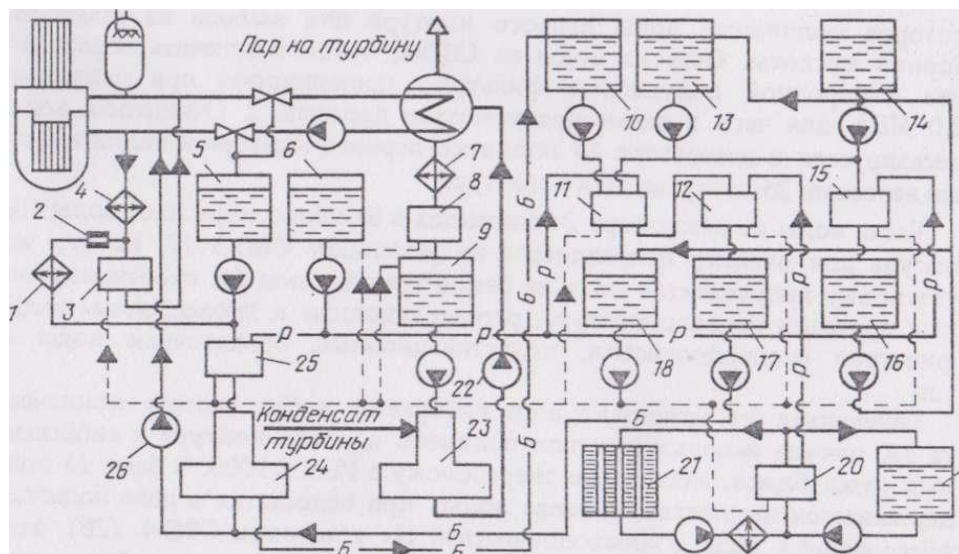


Рис. 3.12 Технологическая схема спецводоочисток энергоблока с ВВЭР – 1000:

--- – чистый конденсат; —р— – регенерационные растворы; —о— – борсодержащая вода и концентрат; 1 – охладитель организованных протечек первого контура; 2 – дроссель; 3 – установка СВО – 1; 4 – охладитель продувочной воды первого конденсата; 5 – бак организованных протечек; 6 – бак регенерационных растворов; 7 – охладитель продувки парогенераторов; 8 – установка СВО – 5; 9 – бак очищенной воды; 10 – бак борсодержащей воды; 11 – установка СВО – 3; 12 – установка СВО – 6; 13 – бак трапных вод; 14 – вода спецпрачечной; 15 – установка СВО – 7; 16 – контрольный бак; 17 – бак очищенного борного концентрата; 18 – бак чистого конденсата; 19 – бак аварийного запаса бора; 20 – установка СВО – 4; 21 – бассейн выдержки; 22 – ЦЭН; 23 – деаэратор второго контура; 24 – деаэратор подпитки первого контура; 25 – установка СВО – 2; 26 – подпиточный насос.

Тем не менее, развитие АЭС во многом опирается именно на реакторы PWR (ВВЭР), так как двухконтурная схема АЭС считается более надежной в эксплуатации.

В состав реакторной петли входят так же парогенераторы. В отечественной практике используется горизонтальный тип парогенератора, считающиеся более надежным, чем вертикальный парогенератор.

Парогенераторы имеют байпасную спецводоочистку (СВО-5) на продувочной воде. Размер продувки ограничен 0,5-1,0%. Его нормирование связано с ограничением содержания хлоридов, так как теплообменная поверхность выполнена из нержавеющей аустенитных сталей, склонных к коррозии под напряжением в присутствии хлоридов.

3.3.3 Системы аварийного охлаждения активной зоны

Для предотвращения опасных последствий максимальной проектной аварии (МПА), связанной с потерей теплоносителя в реакторах типа ВВЭР, необходимы эффективные средства аварийного охлаждения. На АЭС с ВВЭР эта задача решается путем сооружения специальных систем аварийного охлаждения активной зоны (САОЗ), предназначенных для предотвращения разрушения ТВЭЛОВ или расплавления топлива в авариях, связанных с потерей теплоносителя, вплоть до МПА. Эти условия гарантируют сохранение геометрии активной зоны, что позволяет провести послеаварийную перегрузку топлива. Обеспечение этих условий зависит как от структурной надежности САОЗ, так и от организации внутризонного охлаждения, т.е. от способов подачи охлаждающей воды в активную зону и расхода ее на всех стадиях МПА.

На рисунок 3.13 приведена принципиальная схема САОЗ реактора с водой под давлением, типичная для ВВЭР. САОЗ состоит из трех основных независимых систем: системы пассивного впрыска (гидроаккумуляторы), системы активного впрыска низкого давления (низконапорные насосы) и системы активного впрыска высокого давления (высоконапорные насосы), каждая из которых, в свою очередь, может содержать несколько равнозначных подсистем.

Конкретные схемы САОЗ водо-водяных реакторов отличаются друг от друга числом подсистем пассивного и активно-

го впрыска, кратностью резервирования по номинальному расходу, а также способом подсоединения к реакторному контуру, однако функциональные характеристики основных систем остаются во всех случаях одними и теми же. В зависимости от характера аварии включаются те или иные системы.

В условиях МПА работа системы активного впрыска высокого давления неэффективна, но в случае малых течей именно эта система определяет режим расхолаживания реактора.

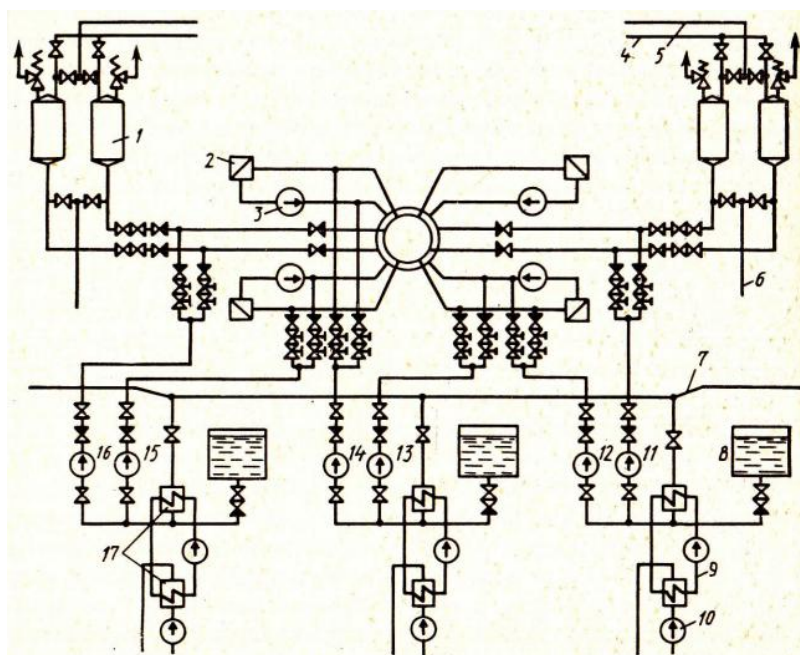


Рис. 3.13 Принципиальная схема системы аварийного охлаждения активной зоны реактора ВВ-1000:

1-гидроаккумуляторы; 2- парогенераторы; 3- главные циркуляционные насосы; 4- линия подвода азота; 5- линия отвода азота; 6- линия заполнения и опорожнения гидроаккумуляторов; 7- пол герметичной части здания реактора; 8- баки аварийного запаса раствора борной кислоты; 9- промежуточный контур охлаждения; 10- линия охлаждающей технической воды; 11,14,16 – насосы аварийного охлаждения низкого давления; 12,13,15 – насосы аварийного охлаждения высокого давления; 17- теплообменники охлаждения теплоносителя

Система пассивного впрыска включается в работу на разных стадиях развития МПА. При обеспечении номинального расхода от этой подсистемы происходит заполнение подзонного объема реактора и активной зоны. В гидроаккумуляторах поддерживается постоянное высокое давление (2,5-6 МПа), которое выбирают из расчёта наиболее подходящего момента впрыска при истечении теплоносителя и падения давления в корпусе ректора. Впрыск из гидроаккумуляторов осуществляется за счет перепада давлений между реактором и гидроаккумулятором после открытия обратного клапана, в связи с чем эта система получила название системы пассивного впрыска.

Насосы системы активного впрыска низкого давления включаются автоматически еще до исчерпания емкости гидроаккумуляторов по сигналам изменения давления в реакторе и в герметичных помещениях и изменения уровня в компенсаторе объема. Привод этих насосов осуществляется от системы надежного электропитания, а при больших авариях – от дизель-генераторов.

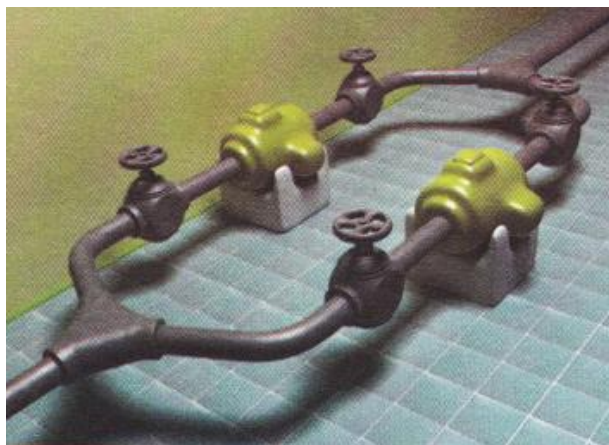
В этом случае начало работы насосов фактически определяется временем запуска дизель-генераторов и набора ими номинальной мощности. Первоначально насосы подают охлаждающую воду в реактор из баков запаса борной воды. Объем баков рассчитывают, исходя из условий обеспечения номинального расхода охлаждающей воды в течение 15-30 мин.

После опорожнения баков питание насосов обеспечивается из приемки герметичных помещений через теплообменники-охладители – режим продолжительной рециркуляции.

Различные схемы СОАЗ водо-водяных реакторов отличаются по выполнению схемы, выбору кратности резервирования и параметров подсистем (давление воды в гидроаккумуляторах, расходные характеристики насосов низкого и высокого давления и т.д.). Они отличаются также по способу подачи охлаждающей воды в активную зону. Обычно используют два основных способа подачи воды: а) подача охлаждающей воды в подзонный объем; б) комбинированная подача охлаждающей воды в надзонное и подзонное пространство одновременно.

В свою очередь, каждый способ имеет несколько видов технической реализации: подача в подзонный объём через «холодную нитку», подача непосредственно в опускной участок или нижнюю камеру. При комбинированной схеме подача воды в подзонное пространство осуществляется так же, как в предыдущей схеме, а подача сверху – следующими способами: в отводящий трубопровод («горячую нитку») или непосредственно в верхнюю камеру. Отметим некоторое различие в способах подачи охлаждающей воды в главные циркуляционные трубопроводы и в корпус реактору при затоплении снизу. При подаче воды непосредственно в корпус уменьшается вероятность выброса воды через разорванную петлю.

Основные задачи, которые ставятся при комбинированной подаче воды: а) уменьшить период заполнения активной зоны, хотя бы частично направив воду непосредственно в воду; б) снизить эффект противодействия пара в контуре за счёт конденсации пара в надзонном пространстве.



Одного насоса достаточно для выполнения проектных функций. Устанавливаются два насоса (или более) на случай отказа или вывода в ремонт первого

Рис. 3.14 Резервирование оборудования



Однотипные компоненты оборудования или каналы системы разделяются физическими барьерами или просто расстоянием для исключения отказа по общей причине

Рис. 3 15 Физическое разделение

В САОЗ реакторов ВВЭР комбинированная подача охлаждающей воды осуществляется из четырёх гидроаккумуляторов. В этой схеме сочетается подача охлаждающей воды в корпус реактора из четырёх гидроаккумуляторов и двух систем насосов низкого давления (СННД) с подачей воды из одной СННД в подводящий трубопровод («холодную нитку»). Таким образом, разнообразие способов подачи воды в активную зону практически сводится к режимам подачи воды в канал – затоплением снизу и затоплением сверху или их комбинацией.

В настоящее время при оценке безопасности АЭС принят «предельный» подход, и системы безопасности, в частности аварийного охлаждения, проектируют, исходя из принципа единичного отказа, который определяет необходимую степень резервирования основного оборудования САОЗ.

Основные подсистемы САОЗ, изображенные на рисунке 3.13, имеют дублированное или тройное исполнение в зависимости от классификации отказов их оборудования. Такой подход позволяет гарантировать подачу определённого количества аварийного охладителя, которое можно рассматривать как номинальное.

3.3.4 Влияние поверхностно-активных веществ на процессы очистки и дезактивации вод

Комплексообразующие и специальные моющие вещества обычно присутствуют в жидких отходах АЭС и затрудняют их очистку. Перечень наиболее распространенных поверхностно-активных веществ (ПАВ), попадающих в отходы с водами санитарных пропускников, спецпрачечных из радиохимических производств и лабораторий, от десорбции поверхностей оборудования и различных конструкционных сооружений, приведены в таблице 3.7 [16].

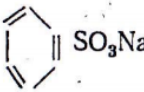
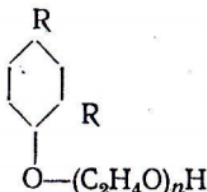
Рассмотрим основные методы очистки жидких радиоактивных отходов и определим границы их эффективного использования в зависимости от наличия в растворах ПАВ комплексообразующих веществ, начнем с биологических процессов.

Так жидкие отходы, содержащие неионогенные ПАВ, контакт Петрова и др., практически нельзя очистить биохимическим методом, поскольку они с трудом поддаются биологическому окислению, тормозят развитие активного ила и замедляют процессы нитрификации.

ПАВ, находящиеся в водных растворах даже в очень малых количествах, вызывают обильное пенообразование при аэрировании. Пенообразующие свойства ПАВ снижают степень очистки радиоактивных растворов и методом дистилля-

ции вследствие возможного выноса пены с активными частицами в конденсат [59, 60].

Таблица 3.7 Характеристика ПАВ, загрязняющих сточные воды АЭС

ПАВ	Формула	Торговое название	Поверхностное натяжение, эрг/см ²
Анионоактивные			
Соли сульфокислот: алкилированных ароматических углеводородов	C_nH_{2n+1} 	Сульфонол	33-35
Алкилбензосульффонаты	$n = 12 \div 14$	Жировое мыло Моющие средства (фирменные названия)	30 34
Соли высших жирных кислот	$C_nH_{2n}COONa$ $n = 15 \div 18$		
Соли сульфозэфиров нормальных первичных алифатических спиртов, алкилсульфаты	$C_nH_{2n+1}OSO_3Na$ $n = 16 \div 18$		
Набор алкиларисульфокислот	Схематическое строение: $R_1R_2OSO_3H$ (R_1 и R_2 – алкильная или арильная группы). Соотношение между R_1 и R_2 зависит от природы нефти и состава фракций	Контакт Петрова	—
Неоногенные			
Полиэтиленовые эфиры алкилфенолов		ОП-7 (n~7) ОП-10 (n~10)	35-37

Искусственные и естественные ПАВ усложняют очистку и дезактивацию жидких отходов с помощью коагуляции, химического осаждения, карбонатного и фосфатного водоумягчения [59, 60].

Таблица 3.8 Изменение коэффициентов распределения радиоизотопов на сильнокислом катионите КУ-2 в присутствии моющих веществ

Моющее вещество	Концентрация, мг/л	Отношение K_1/K_2^*				
		^{127}Cs	^{90}Ce	^{90}Y	^{95}Zr	^{144}S
Керосиновый контакт Петрова	100	0.8	0.5	0.30	1.4	5.2
ОП-10	100	1.0	1.4	0.70	1.0	0.4
Сульфонол	100	0.9	1.0	0.40	1.2	3.5
Порошок Новость	50	0.7	0.6	0.20	1.3	0.7
Мыло	10	1.0	1.3	0.80	1.0	4.2
Гексаметафосфат натрия	50	-	0.9	-	-	-
	100	1	0.2	0.01	1.0	0.1
	500	-	0.3	-	-	-
Трилон Б	100	0.6	0.4	3.00	1.0	4.6

Примечания:

* K_1 – коэффициент распределения в присутствии моющих веществ;

K_2 – коэффициент распределения в отсутствии моющих веществ.

Присутствие в обрабатываемых растворах ПАВ вызывает пептизацию и солюбилизацию готовых и образующихся осадков, появляются трудно осаждаемые взвеси, и эффект дезактивации снижается; 100 мг/л алкиларилсульфонатов или алкирарилсульфатов увеличивают содержание взвешенных веществ на 22-40 мг/л, которые при коагуляции практически не осаждаются и не отфильтровываются.

Переход твердой фазы в коллоидную происходит во всем интервале концентраций ПАВ. Однако полная пептизация

осадка соответствует определенному отношению весовых количеств детергента к твердой фазе: например, для гидроокисей железа, алюминия, магния и фосфата кальция при взаимодействии с неионогенными ПАВ (ОП-7, ОП-10), а также контактом Петрова указанное соотношение равно 30. Если величина этого отношения меньше $5/7$, масса перешедшего в раствор осадка не превышает 3-5% общей массы. Кроме того, детергенты способствуют образованию больших по объему всплывающих на поверхности воды осадков, которые трудно обезвоживаются, что приводит к увеличению стоимости захоронения твердых и шламовых отходов.

Для удаления радиоизотопов из водных растворов, содержащих контакт Петрова, ОП-10 и гексаметафосфат натрия, в качестве коагулянта использовали сернокислое железо. Полученные данные показывают, что моющие вещества практически не оказывают влияние на степень извлечения из растворов радиоизотопов цезия и стронция. Однако они снижают степень очистки от церия-144, циркония-95 и рутения-106, по-видимому, вследствие образования анионных комплексов с гексаметафосфатом натрия. При коагуляции сернокислым железом контакт Петрова не оказывает влияние на степень извлечения радиостронция из водных растворов. В работе отмечено, что при коагуляции должно быть полное осветление воды, т. е. концентрация контакта Петрова не должна превышать 2 г/л.

Таблица 3.9 Влияние моющих веществ на очистку жидкостей от радиоизотопов при коагуляции

Радиоизотоп	Коэффициент очистки	
	Без моющих веществ	В присутствии моющих веществ
Цезий-137	1,1	1,0
Стронций-90	2,0	1,9
Йод-131	1,1	1,0
Церий-144	56,2	12,1
Цирконий-95	81,8	16,0
Рутений-106	13,1	6,5
Фосфор-32	8,2	5,0

Моющие вещества оказывают заметное влияние на процесс обессоливания и дезактивации жидких отходов методом ионного обмена и электродиализа. Поверхностно-активные вещества концентрируются на поверхности раздела, меняют ее молекулярную природу и свойства поверхности. При этом может изменяться заряд поверхности твердой фазы или происходить экранирование пор ионнообменных смол и уменьшение их обменной емкости. Кроме того, детергенты могут уменьшать механическую прочность ионитов: например, анионоактивные ПАВ способны дробить аниониты до такой степени, что образующиеся коллоидного размера частицы смолы растворяются внутри мацелл. Это приводит к их разрушению, особенно при регенерации.

Влияние моющих веществ и комплексообразователей на эффективность удаления радиоизотопов из водных растворов при обработке последних двухступенчатым ионным обменом. В качестве сорбентом использовали сильноокислый катионит

КУ-2, слабоосновной анионит АН-2Ф, среднеосновной анионит ЭДЭ-10П и сильноосновной анионит АВ-17. Раствор, подлежащей очистке, содержал радиоактивные изотопы. Удельная активность его составляла 10-6 Ки/л. Концентрация мыла, керосинового контакта и порошка «Новость» была такой, при которой раствор еще оставался прозрачным, остальные моющие вещества вносили в количестве 100мг/л.

В таблицах 3.10 и 3.11 приведены сравнительные данные эффективности ионообменной очистки растворов, содержащих моющие вещества, и растворов, в которых они отсутствовали. Из таблиц видно, что ухудшение сорбции некоторых радиоизотопов (иттрия-90, церия-144) катионитами компенсируются улучшением их сорбции анионитами. Авторы работ считают, что наличие указанных выше моющих веществ в изученных концентрациях не резко сказывается на очистке этих растворов от радиоизотопов, однако гексаметафосфат натрия снижает коэффициенты очистки, по-видимому, за счет образования анионных комплексов (гексаметафосфат натрия), образуя комплексы со всеми металлами, кроме цезия).

Влияние ПАВ и комплексообразующих на процесс сорбции радиоактивных элементов из водных растворов изучено в ИКХХВАН УССР. Поскольку работа выполнялась применительно к жидким отходам атомного реактора, в исследуемых растворах соблюдалось такое же соотношение радиоактивных изотопов, как и в отходах (цезия-137 – 90%, стронция-90 – 6,5,

циркония-95 – 1,2, бария-140 – 0,39 и остальных элементов ~1%).

Таблица 3.10 Изменение коэффициентов распределения радионуклидов на анионитах в присутствии моющих веществ

Моющее вещество	Концентрация, мг/л	Отношение K_1/K_2^*										
		Слабоосновной анионит АН-2Ф						Среднеосновной анионит ЭДЭ-10П				Сильноос- новной анио- нит АВ-17
		^{14}C	^{131}J	^{22}P	^{20}Y	^{144}Ce	^{23}Zr	^{14}C	^{131}J	^{22}P	^{23}Zr	
Керосиновый контакт Петрова	100	0,6	0,7	0,6	-	1,0	8,0	0,4	2,0	0,9	1,8	0,5
ОП-10	100	1,4	0,2	1,2	-	1,3	0,2	2,0	0,2	1,8	0,5	0,5
Сульфонол	100	0,9	0,7	0,6	-	2,0	9,0	1,0	1,0	1,6	2,6	1,1
Порошок «Новость»	50	0,6	0,9	0,6	-	1,4	14,0	0,9	1,4	1,3	2,4	0,2
Мыло	10	1,1	1,4	0,9	-	3,0	0,4	0,8	0,5	1,5	0,6	0,9
Гексамета- фосфат натрия	100	0,4	0,3	0,2	8,0	-	0,7	0,4	0,6	0,8	14,0	83,0
Трилон Б	100	0,6	0,8	0,5	9,0	36,0	5,0	0,7	1,4	1,7	1,3	4,4

Удельная активность воды составляла $2 \cdot 10^{-5}$ Ки/л. В работе использованы катиониты КУ-2 в H^+ -форме, КБ-4 и окисленный уголь БАУ сухого окисления. Опыты проводили в статических и динамических условиях.

Оценку сорбции радиоактивных изотопов (по суммарной β -активности) из водных растворов производили по коэффициенту защитного действия, потере времени защитного действия и длине работающего слоя. Степень извлечения отдельных изотопов из этих же растворов характеризовали при помощи коэффициентов распределения (K_d). Константы динамической сорбции радиоактивных элементов для всех иссле-

дуремых материалов приведены в таблице 3.11. Для удобства при оценке сорбции из растворов величину времени защитного действия Θ и потерю времени защитного действия τ_0 умножали на удельную скорость фильтрата W ; при этом K являлось безразмерной величиной. Полученные данные показывают, что при сорбции изотопов из водного раствора коэффициент защитного действия наибольший у смолы КУ-2 и наименьший у окисленного активированного угля БАУ. В соответствии с этим и длина работающего слоя у окисленного угля БАУ оказалась самой большой.

Таблица 3.11 Константы уравнения динамической сорбции радиоактивных элементов из водных растворов

Раствор, пропускаемый через слой сорбента	L_0 , см	$\tau_0 W$, мл/см ²	K	L_0 , см	$\tau_0 W$, мл/см ²	K	L_0 , см	$\tau_0 W$, мл/см ²	K
	КУ-2			КБ-4			Окисленный уголь БАУ		
Вода содержащая изотопы	1,7	350	276	3,7	600	21,5	5,0	180	40,00
Вода, содержащая радиоактивные изотопы с добавлением NaCl(1г/л)	3,8	340	109	4,0	45	13,6	5,5	40	8,96
Вода, содержащая радиоактивные изотопы с добавлением NaCl(1г/л), лимонная кислота (3 мг-экв/л)	3,0	340	152	5,0	40	11,4	6,0	20	6,77
Вода, содержащая радиоактивные изотопы с добавлением NaCl(1г/л) и контакт Петрова	1,6	140	107	4,0	40	13,5	7,0	40	8,00

На окисленном угле БАУ, являющемся слабокислотным катионитом, одновалентные катиониты цезия сорбируются слабо ($K_d=2,1$). В то же время содержание радиоактивного цезия в воде до очистки составляло 90% всех растворенных радиоактивных изотопов. Естественно, что коэффициент защитного действия, оцененный по суммарной β -активности (который всегда равен коэффициенту защитного действия по отношению к слабосорбирующемуся компоненту смеси), на угле БАУ оказался наименьшим.

Смола КБ-4 по кислотности своих функциональных групп занимает промежуточное положение между сульфостирольной смолой КУ-2 и окисленным углем БАУ. Для нее K_d цезия равен 31,6, т.е. в 15 раз больше, чем на угле БАУ. В соответствии с этим коэффициент защитного действия КБ-4 более высокий. Сравнение коэффициентов распределения циркония-95 и церия-144 на катионитах КБ-4 и КУ-2 указывает на то, что их высокая сорбция на карбоксильном катионите не носит обменного характера. Это согласуется с известными данными о том, что эти изотопы легко образуют гидрооксокомплексы, хорошо сорбирующиеся неионообменным путем.

По избирательной способности исследованные сорбенты можно расположить в ряд:

Стронций-90	$\text{КБ-4} > \text{КУ-2} > \text{БАУ}$
Цезий-137	$\text{КУ-2} > \text{КБ-4} > \text{БАУ}$
Цирконий-95	$\text{КБ-4} > \text{БАУ} > \text{КУ-2}$
Церий-144	$\text{КБ-4} > \text{КУ-2} > \text{БАУ}$

Сравнение коэффициентов защитного действия по отношению к сорбции смеси изотопов из чистых растворов и из растворов, содержащих их щавелевую и лимонную кислоты и моющий препарат - контакт Петрова, показывает, что контакт Петрова снижает коэффициент защитного действия смолы КУ-2 при сорбции смеси радиоизотопов из водного раствора примерно в два раза. Лимонная и щавелевая кислоты в концентрации 3 мг-экв/л каждая привели к некоторому росту коэффициента защитного действия только в случае применения смолы КУ-2, но не повлияли или даже несколько снизили коэффициент защитного действия смолы КБ-4 и окисленного угля БАУ. Незначительный суммарный эффект наблюдается в присутствии в водных растворах лимонной и щавелевой кислот, сульфированного керосина. Однако это не означает, что указанные добавки не влияют на перераспределение отдельных изотопов в растворе при ионообменной сорбции на исследованных материалах.

Действительно, при введении в раствор комплексообразователей и моющих веществ коэффициент распределения существенно меняется и при том различно для каждого изотопа. Так, сорбция стронция-90 на КУ-2 резко возрастает, тогда как сорбция остальных изотопов из смеси почти не изменяется или уменьшается. На смоле КБ-4 в присутствии лимонной и щавелевой кислот и при добавлении контакта Петрова сильно

уменьшается сорбция цезия-137 и стронция-90, а сорбция циркония-95 и церия-144 возрастает.

Интересно, что комплексообразователи привели к усиленной сорбции стронция на угле БАУ так же, как на катионите КУ-2, несмотря на то, что окисленные углы по своей структуре ближе к карбоксильным ионообменникам, чем к сульфостирольным смолам.

Таким образом, наличие поверхностно-активных веществ в жидких радиоактивных отходах приводит к необходимости (в технологических схемах их очистки) на первых стадиях переработки предусмотреть удаление ПАВ из воды и этим исключить отрицательное их воздействие на последующие процессы дезактивации.

3.3.5 Принципиальные технологические схемы переработки радиоактивных вод

Рассмотрим основные технологические схемы переработки радиоактивных отходов, внедренных в практику и находящихся еще в стадии опытно-промышленных испытаний.

Технологическая схема очистки слабоактивных сточных вод основана на использовании метода коагуляции и ионного обмена (рис. 3.16). Сточные воды направляются в приемный сборник, откуда центробежным бессальниковым насосом подаются в бачок постоянного расхода, а из него равномерно поступают в смеситель. В последнем обрабатываемая вода сме-

шивается с раствором коагулянта и едкого натра или извести и направляется в камеру реакции (центральную трубу) вертикального отстойника, а затем на безнапорный песчаный фильтр. После фильтрования вода направляется в промежуточный бак и насосом подается на ионообменную очистку (катионитовый фильтр, заполненный сульфугоглем, а затем на анионитовый, заполненный смолой ЭДЭ-10П).

После соответствующего контроля очищенная вода может сбрасываться в открытый водоем. Промывные воды от фильтров поступают в приемный сборник.

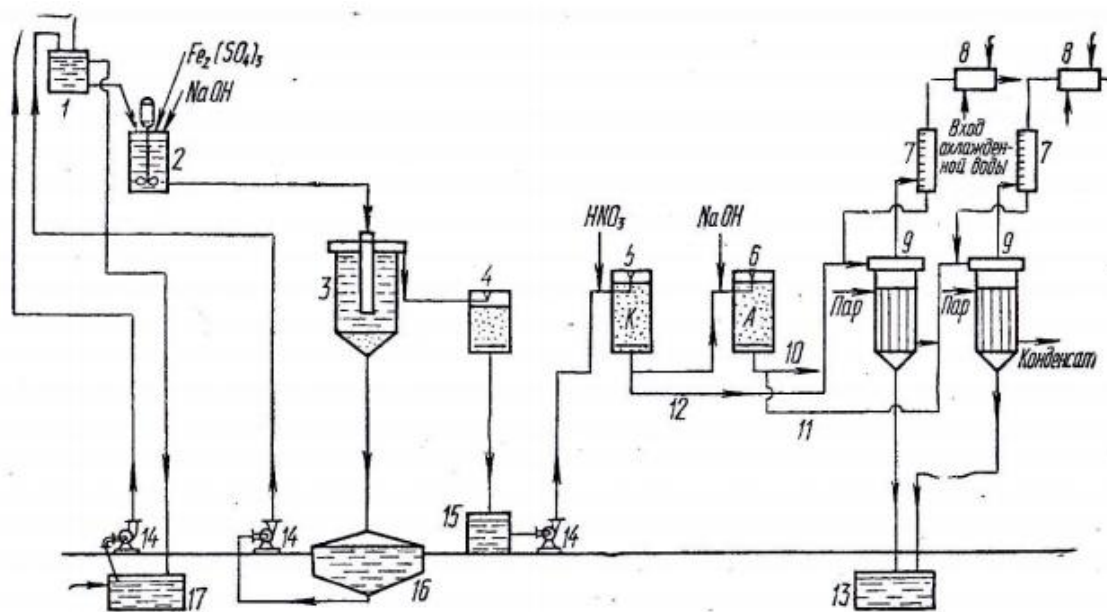


Рис. 3.16. Технологическая схема установки для очистки вод с применением процессов коагуляции и ионного обмена:

1-бачок постоянного расхода; 2-смеситель; 3-отстойник; 4-песчаный фильтр; 5-катионитовый фильтр; 6-анионитовый фильтр; 7-промежуточный бак; 8-конденсатор; 9-выпарные аппараты; 10-сброс очищенной воды; 11-щелочной регенерат; 12-кислый регенерат на выпарку; 13-хранилище кубовых остатков; 14-центробежные насосы; 15-промежуточный бак; 16-хранилище пульпы; 17-приемный сборник.

Очистка жидких отходов от ^{90}Sr и ^{103}Ru , ^{106}Ru до СДК по описанной схеме можно обеспечить только при включении дополнительных фильтров (катионитового или анионитового, или фильтра со смешанным слоем ионитов).

Технологическая схема, предусматривает предварительное разложение органических веществ аэробными бактериями (рис. 3.17). Сточные воды, освобожденные от песка и взвесей, направляются в аэротенк, который представляет собой резервуар с барботажными устройствами, подающими воздух, кислород которого необходим для жизнедеятельности аэробных бактерий. Из аэротенка сточные воды вместе с биологически активным илом направляются во вторичный отстойник для отделения ила. Отсюда ил возвращается в аэротенк, избыток активного ила обычно вводится в первичный отстойник. Ил, оседающий в первичном отстойнике, перекачивается пульповым насосом в отделение переработки шламов. Удельная активность ила $1 \cdot 10^{-6}$ Ки/кг сухого вещества.

Технологический процесс обработки сбросных вод методом коагуляции и ионного обмена примерно такой же, как по схеме, приведенной на рисунке 3.16.

На основании разработанной технологии (рис. 3.17), на Московской станции очистки в завершающем этапе применяется двухстадийная очистка на ионообменных фильтрах. Технологическая схема приведена на рисунке 3.18.

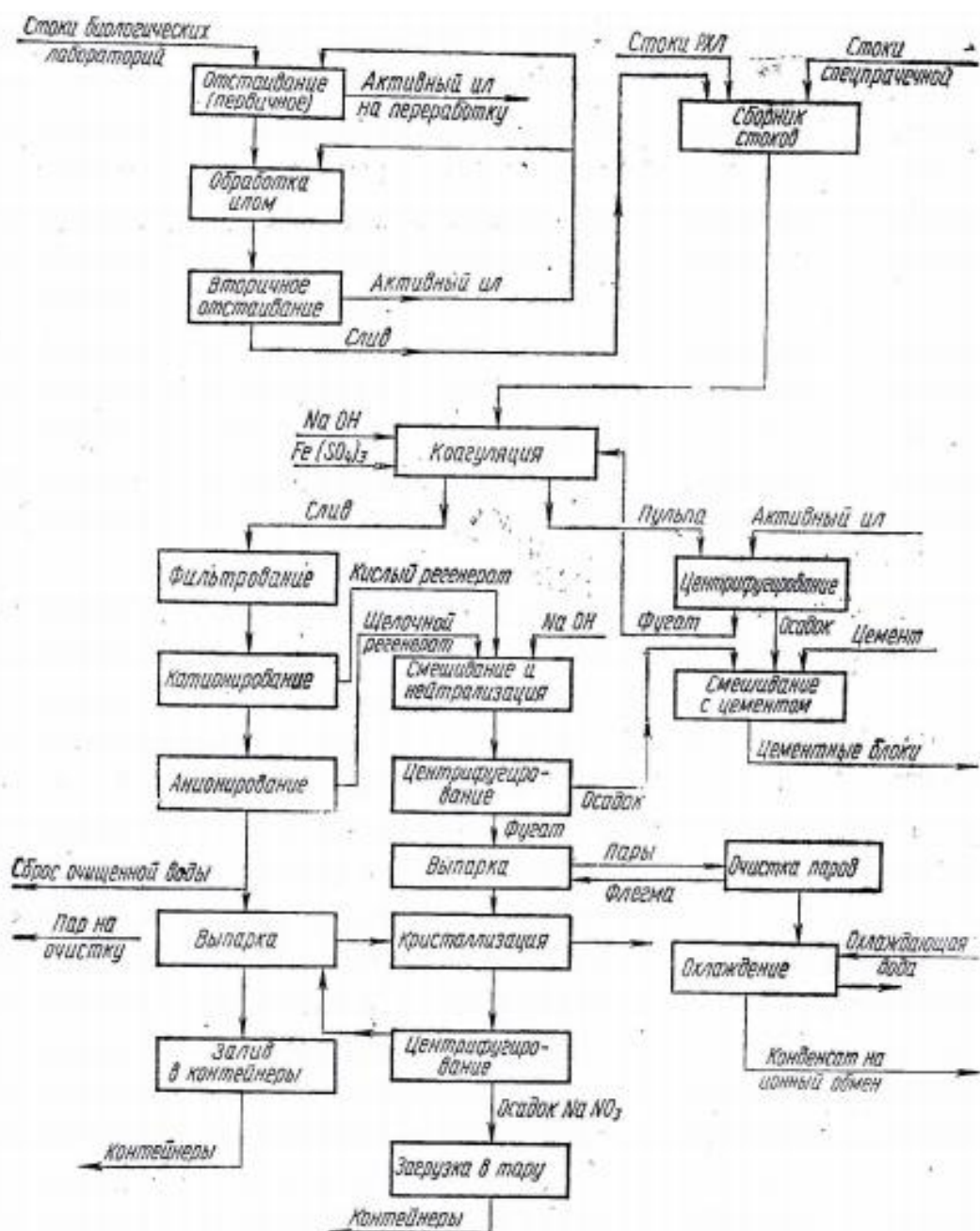


Рис. 3.17 Схема установки для переработки радиоактивно загрязненных вод, включающая биологическую, химическую и ионообменную очистку.

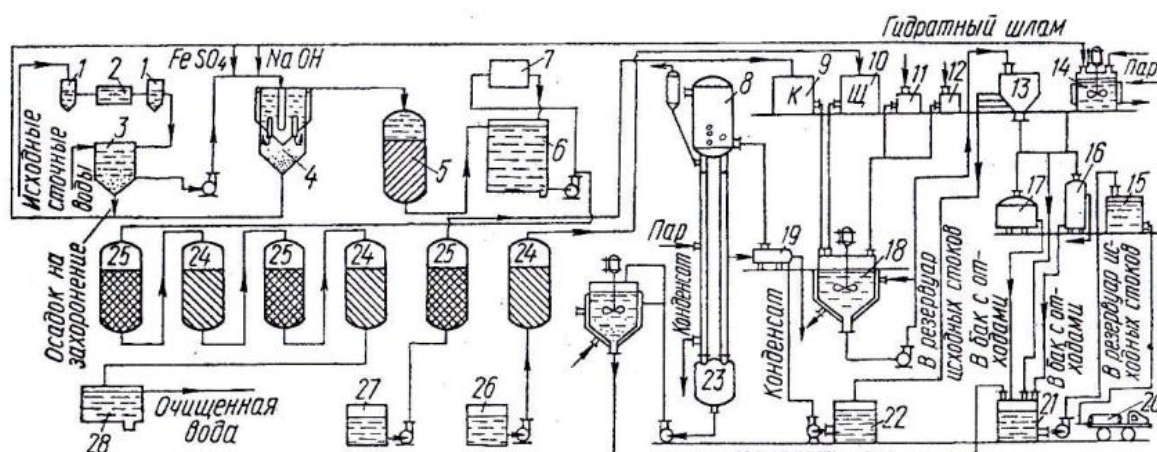


Рис. 3.18 Принципиальная технологическая схема:

1-отстойники биологической защиты; 2-эротенк; 3-резервуар-усреднитель; 4-осветлитель; 5-скорый фильтр; 6-промежуточный резервуар; 7-электродиализатор; 8-выпарной аппарат; 9-бак кислого регенерирующего раствора; 10-щелочного регенерирующего раствора; 11-дозатор соды; 12-дозатор щелочи; 13-отстойник; 14-бак для гидратного шлама; 15-дозатор отходов; 16-сепаратор; 17-центрифуга; 18-реактор-нейтрализатор; 19-теплообменник; 20-автомашина с отходами; 21-бак для отходов; 22-приемный бак; 23-кристаллизатор; 24-ОН-анионитовые фильтры; 25-Н-катионитовые фильтры; 26-щелочь для регенерации; 27-кислота для регенерации; 28-резервуар чистой воды.

После коагуляции воды фильтруется через скорые напорные фильтры с кварцево-антрацитовой загрузкой и проходят последовательно четыре фильтра, загруженные в порядке прохождения воды: катионитом КУ-2 (в H^+ -форме) и анионитом АН-2Ф (в OH^- -форме), катионитом КУ-2, анионитом АН-2Ф.

Регенерация отработанных ионитов производится растворами, полученными от предыдущих регенераций, после соответствующего их доукрепления азотной кислотой и едким натром.

Радиоактивные изотопы, извлеченные из обработанных жидких отходов, концентрируются в гидратном осадке освет-

лителей и в регенерационных растворах ионообменных фильтров. Концентрирование таких растворов производится выпариванием и сепарацией. Выпаривание осуществляется в выпарных аппаратах системы Левина (содержание солей в конденсаторе непрерывно контролируется солемером, накипь с греющихся поверхностей удаляется ингибированной соляной кислотой).

Уплотнение шлама производится на центрифуге ОТВ-600 или сепараторе ОТ-3М-600Н. При сепарации объем сокращается в 10-12 раз (для лучшего уплотнения шлам предварительно обрабатывается нагреванием с добавлением флокулянта).

В результате обработки жидких отходов по данной технологии достигаются следующие коэффициенты очистки: ^{90}Sr –5000, ^{137}Cs –1000, ^{144}Ce –1800, ^{95}Zr , ^{95}Nb –1000, $^{103,106}\text{Ru}$ –500, ^{131}J –700.

После окончательного концентрирования объем отходов составляет 0,4% объема переработанных жидких отходов. Отходы, состоящие из NaNO_3 , CaCO_3 , $\text{Fe}(\text{OH})_3$, имеют pH 11÷12, плотность 1,2-1,3 – влажность 75-80%, удельную β -активность 10^{-3} – 10^{-4} Ки/кг сухого осадка.

Если в сточных водах, поступающих на установку, содержится большее количество ПАВ, технологическую схему можно дополнить флотационным отделением, рассчитанным на предварительное извлечение из водных растворов поверхностно-активных веществ.

Среди новых методов очистки жидких радиоактивных отходов наибольший интерес представляют электродиализ, обратный осмос, пенная флотация и др.

Схема двухступенчатой деионизации, заключается в том, что жидкие отходы после осветления направляются в многокамерный электродеионизатор, где происходит удаление солей до остаточного содержания 0,3-0,5 г/л. После электродеионизатора воды собираются в промежуточном баке и центробежным насосом подаются на фильтр со смешанным слоем ионитов, где происходит их полная деионизация.

После регенерации ионообменного фильтра растворы отдельно поступают каждый на свой двухкамерный электродеионизатор, где происходит удаление избыточной кислотности из кислого и избыточной щелочности из щелочного регенераторов. Слабые HNO_3 и NaOH , полученные в электродеионизаторах, направляются на повторное использование. Нейтральные растворы, содержащие 10-15 г/л солей объединяются с исходными растворами.

По разработанной технологической схеме можно перерабатывать жидкие отходы, содержащие 10-15 г/л солей, и получить очищенную до СДК воду. Недостатком схемы является малое сокращение объема растворов (всего в 10-15 раз), в котором концентрируются соли и радиоактивные элементы и большие затраты электроэнергии на деионизацию воды (так

как в обрабатываемой воде содержание солей падает, а следовательно, уменьшается ее электропроводность).

Предложена схема двухстадийной электролитической обработки жидких отходов с последующей доочисткой растворов при помощи ионного обмена (рис. 3.19). Установка состояла из двух электродиализаторов, в первом аппарате деионизационную камеру заполняли равным количеством анионита и катионита, которые были разделены сеткой или ионитовой тканью. Во второй ванне деионизационное отделение заполнено смесью ионитов. По этой схеме радиоактивные отходы поступают в электродиализатор первой степени. Частично очищенные отходы после первой стадии процесса поступают в деионизационную камеру электродиализатора второй ступени. Здесь происходит окончательная деминерализация на смешанном слое ионитов, который после насыщения регенерируются электрохимическим методом. Для завершающей стадии используется ионообменная колонна со смешанным слоем ионитов. Указывают, что по предложенной ими технологической схеме переработке жидких отходов суммарный коэффициент очистки составляет – 10^5 - 10^6 .

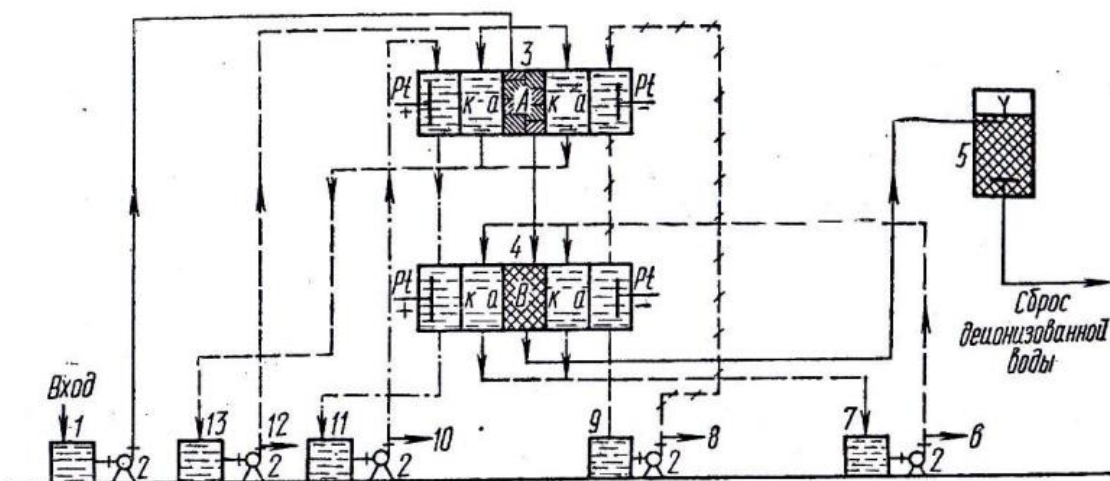


Рис. 3.19 Принципиальная технологическая схема установки деактивации (двухстадийная электродеионизация, ионный обмен в смешанном слое):

А-переменный двойной слой ионита; В - смешанный ионитовый слой; а - анионитовая диафрагма; к - катионитовая диафрагма; 1- приемный бак; 2- центробежные насосы; 3- электродеионизатор первой ступени; 4- электродеионизатор второй ступени; 5- фильтр со смешанным слоем; 6- вывод обогащенного раствора со второй ступени, - путь обрабатываемой воды; ---обогащенный раствор, -.-.-анолит; — католит; 7- сборник для обогащенного раствора второй ступени; 8- вывод католита; 9- сборник для католита; 10- вывод анолита; 11- сборник для анолита; 12- вывод обогащенного раствора с первой ступени; 13- сборник для обогащенного раствора первой ступени.

В СССР была создана опытно-промышленная установка двухстадийного электродиализа производительностью до 100 м³/сут. Установка может перерабатывать жидкие отходы с содержанием 1,0-1,5 г/л и удельной активностью $1 \cdot 10^{-7}$ – $1 \cdot 10^{-5}$ Ку/л. Технологическая схема установки представлена на рисунке 3.20.

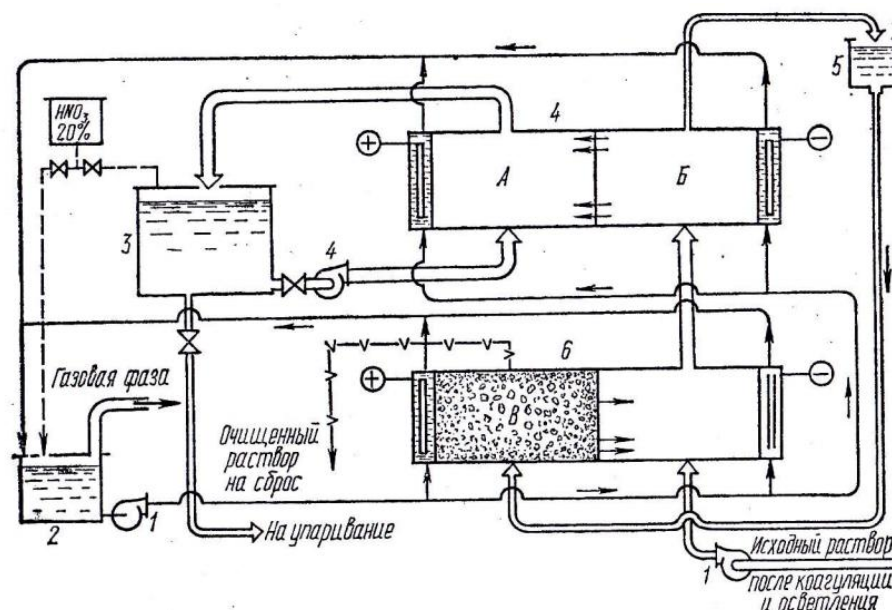


Рис. 3.20 Схема опытно-промышленной электродиализной установки:
1-насос; 2- бак промывного раствора; 3- бак концентрата; 4- электродиализатор первой ступени очистки (А- зона концентрирования, В- зона частичного обессоливания); 5- бак для отделения газов, 6- электродиализатор II ступени очистки (В- зона глубокого обессоливания на ионитах, Г - зона предварительного концентрирования).

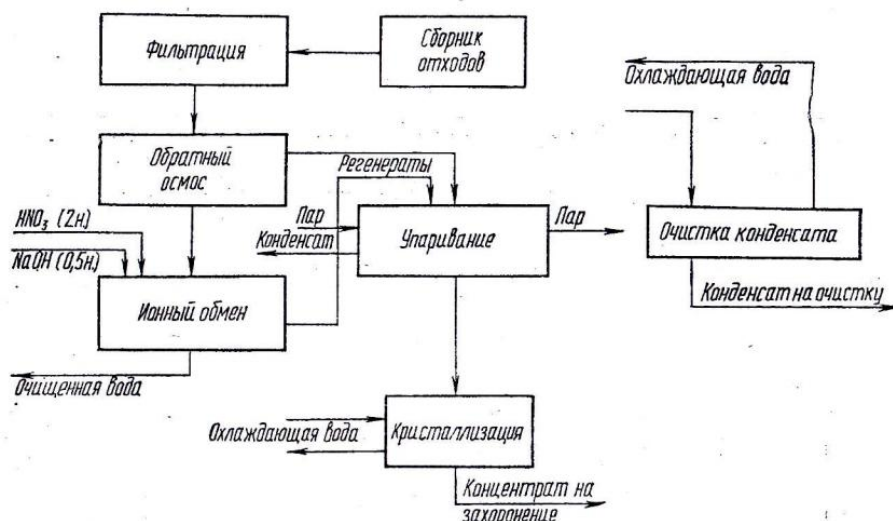


Рис. 3.21. Принципиальная технологическая схема установки для дезактивации жидких отходов с использованием обратного осмоса.

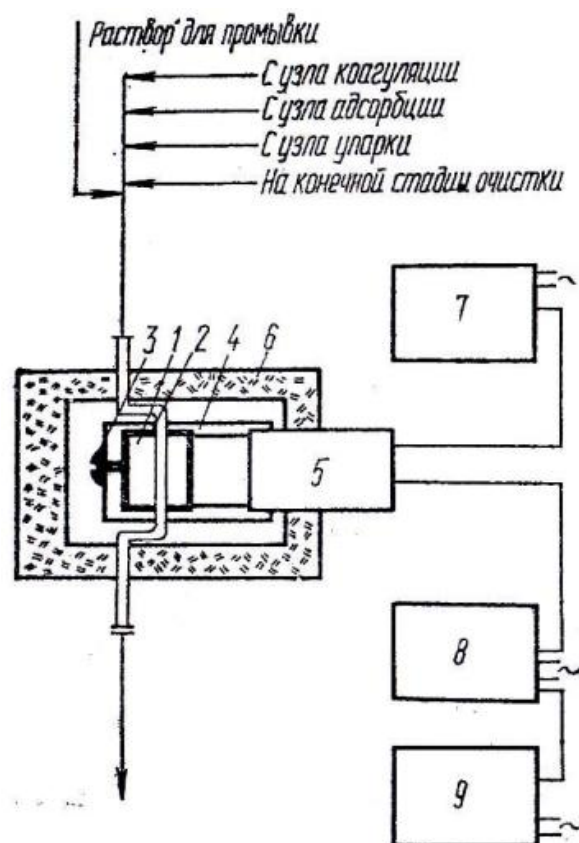


Рис. 3.22. Схема установки для измерения β -активности в проточной воде:

1- проточный датчик сцинтилляционной пластмассы; 2- алюминиевый кожух; 3- стопорный винт; 4- светозащитная крышка; 5- ФЭУ; 6- свинцовый домик; 7-высоковольтный выпрямитель; 8- интенсивметр счета ПИ-5; 9- самописец.

После коагуляции и осветления на песчаных фильтрах радиоактивные растворы подаются в камеру концентрирования второго электродиализатора и выходят с повышенным содержанием солей (вследствие регенерации ионитов), после чего они направляются в первый электродиализатор на обессоливание. Полученный диализат перекачивается в специальный сборник для выделения из жидкости пузырьков возду-

ха и самотеком поступает в камеры обессоливания второго электродиализатора для глубокого обессоливания на ионитах.

Через камеры концентрирования первой ступени постоянно циркулирует обогащенный солями раствор. Для предотвращения выпадения солей на поверхность мембран в этих камерах концентрат подкисляется до pH 1,5. Часть концентрированного раствора периодически выводится на упаривание.

Во все электронные камеры электродиализатора подается промывной раствор со скоростью 3 м³/ч. Периодически производится подкисление этого раствора до pH 2,5-3,5.

Средний расход электроэнергии на единицу объема очищенного раствора около 2 кВт·ч/м³. Солесодержания очищенной воды не превышало 25 мг/л. При этом β-активность раствора снижалась в 50-100 раз, а по стронцию-90 – в 1000–5000 раз. Объем отходов, отправляемый на упаривание, составлял 0,7 вместо 2,5% при обычном ионном обмене. При эксплуатации установки была достигнута экономия реагентов, расход которых сокращается в 6 раз. Сокращены также затраты на обслуживания установки.

В работе исследована возможность очистки и концентрирования жидких отходов низкого уровня активности с использованием обратноосмотических установок. Принципиальная схема такой установки приведена на рисунке 3.21.

Исследования, проведенные на реальных жидких отходах, показали, что в процессе переработки последних удается

снизить активность растворов на два-три порядка и достигнуть 100-кратного уменьшения их объема.

Технологическая схема очистки жидких отходов низкого уровня активности с использованием электрохимических и сорбционных методов разработано в Институте коллоидной химии и химии воды АН УССР. Она состоит из электрокоагуляционного, ионообменно-сорбционного блоков и тепловой обработки.

В проточной воде, на разных участках схемы производится измерения β -активности с помощью проточного датчика (рис. 3.22). По предложенной технологической схеме переработки жидких отходов коэффициент очистки равняется 10^4 (по суммарной β -активности).

После окончательного концентрирования, которое проводится в выпарном аппарате с погружным газовым нагревом, объем отходов идущих на захоронение составляет 0,6% от объема переработанных отходов.

Использование электрохимических методов в технологических схемах переработки жидких отходов низкого уровня радиоактивности позволяет непосредственно в самой установке готовить необходимые для очистки воды реагенты, дозировать их и легко осуществлять автоматическое управление протекающими процессами. Таким образом, первичная стадия обработки воды проводится в компактном, малогабаритном агрегате.

ГЛАВА 4

Методы очистки радиоактивных вод

Да что там цивилизация... Сама жизнь возможна только потому, что существует вода, и известие о том, что на Луне ее нет, пресекло всякие фантазии о лунных жителях; теперь наступила очередь оказавшимся тоже безводным Марса... Нет воды – нет жизни, и сказать тут больше нечего, и надеяться не на что.

Российский журнал «Geo», №6, 2013 г., с. 79.

4.1 Выбор методов*) очистки вод от радиоактивных загрязнений.

Радиоактивность воды – показатель, характеризующий содержание в воде радиоактивных веществ (СТ СЭВ 5184-85).

Радиоактивные элементы находятся в воде, входят либо в состав растворённых веществ, либо в состав коллоидов или суспензий, что в известной степени и предопределяет способы очистки от них.

Другим фактором от которого зависит выбор способов очистки, является активность воды (см. главу 3.3.1 табл. 3.5).

По активности сточные воды разделяют на:

- неактивные – активность более 10^{-7} - 10^{-6} Ки/дм³;
- среднеактивные – активность более 10^{-5} - 10^{-4} Ки/дм³;
- высокоактивные – активность более 100 Ки/дм³.

**)Метод – способ теоретического исследования или практического осуществления чего-нибудь.*

Способ – прием, действие, метод, применяемые при исполнении какой-нибудь работы, при осуществлении какой-нибудь деятельности.

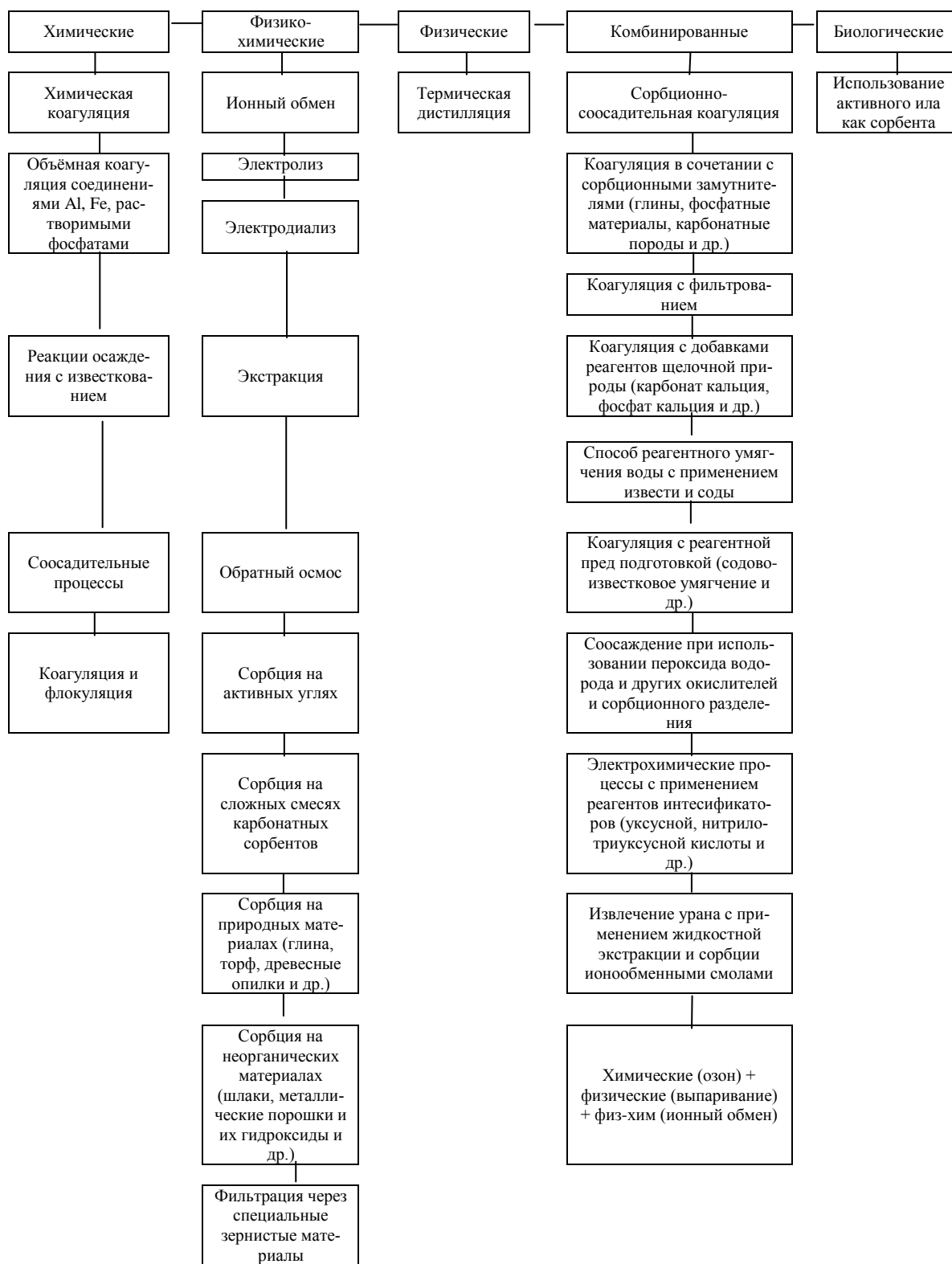
На основании анализа литературных данных [13, 15-17, 27, 40, 51, 61, 62, 68] и собственных исследований [30, 52, 58, 63], предлагается «Классификация методов очистки вод (наиболее применяемых) при обезвреживании вод от радиоактивных загрязнений» (рис. 4.1), которая позволяет сделать некоторые сравнения и обобщения для выработки определенных принципов и подхода к решению задач водоочистки от радиоактивных загрязнений с широким спектром радионуклидов.

В данном обзоре предпринята попытка критически осмыслить известные методы извлечения радионуклидов из воды, рассмотрев соответствующие классификации радионуклидов с учетом их свойств в реакторном процессе из компонентов ядерного топлива до распада в конечные стабильные изотопы, а также по возможности сделать некоторые сравнения и обобщения.

Как правило, осколочные продукты деления ядерного топлива неустойчивы и легко распадаются, образуя изобарные цепочки распада. Поэтому спектральный состав, а следовательно, и радиационная обстановка в объектах окружающей среды будет непрерывно меняться. Приведены изобарные цепочки распада для наиболее распространённых радионуклидов

первого и второго максимумов выхода остаточных продуктов деления уранового ядерного топлива. Из этих рядов видно, что осколочный радионуклид претерпевает в среднем 3-4, иногда и больше, радиоактивных превращений и в результате образует дочерний стабильный изотоп. В частности, для указанных выше осколков первого и второго максимумов такими стабильными изотопами являются ^{89}Y , ^{90}Zr , ^{91}Zr , ^{95}Mo , ^{99}Ru , ^{106}Pd , ^{131}Xe , ^{132}Xe , ^{133}Cs , ^{134}Ba , ^{137}Ba , ^{140}Ce и другие изотопы РЗЭ. На наш взгляд, использование свойств изобарных цепочек, особенно свойств конечных продуктов распада, при разработке методов очистки воды от радиоактивных загрязнений представляет не только практический, но и научный интерес. По всей вероятности, конечные продукты распада несут в себе информацию об элементах изобарной цепочки и, возможно, закрепляются в минералах по исходным закономерностям. Например, радионуклиды первого максимума должны легко соосаждаться или сорбироваться с соединениями циркония и железа, поскольку конечными продуктами их распада являются стабильные изотопы циркония и элементов подгруппы железа. Радионуклиды второго максимума – соответственно с соединениями щелочно-земельных металлов, особенно бария. Эти особенности надо учитывать при рассмотрении вопросов водоочистки.

Рис. 4.1 Классификация методов очистки вод (наиболее применяемых) при обезвреживании вод от радиоактивных загрязнений, разработанная в ДНУЖТ



Существует условное деление радиоактивных элементов на коротко, среднее и долгоживущие. Однако такое деление классификацией назвать нельзя, поскольку принцип деления выбран чисто условно и специально не оговаривается. Тем не менее, оно часто используется при выработке рекомендаций по мерам безопасности.

В частности, с точки зрения безопасности в первое время возникновения радиационной обстановки существенную опасность будут представлять короткоживущие радионуклиды, поскольку они дают наибольший вклад в суммарную активность вследствие быстрого распада. Обычно эти легкомигрируемые по трофическим цепям радионуклиды, принадлежащие к группам высокой и средней токсичности. Прежде всего, к ним относятся радиоизотопы йода, теллура, фосфора, молибдена, рутения и др., защита от которых в это время должна быть быстрой и эффективной. Не менее трудная и длительная работа состоит по обеспечению безопасности от средне- и долгоживущих радионуклидов. Опасность их действия сохраняется на длительный срок, и поэтому требуется разработка научно-технических мероприятий по дезактивации и очистки природных и сточных вод. Здесь, на наш взгляд, целесообразно пойти по пути использования аналитических групповых реакций осаждения, соосаждения, сорбционного и экстракционного разделения, позволяющих прочно закрепить указанные радионуклиды в виде соединений, напоминающих

их рудные залежи. Некоторые из этих путей успешно используются для извлечения радионуклидов из воды и предлагаются для классификации радионуклидов.

Известная в водоочистке и водоподготовке классификация Л. А. Кульского [16], предложившего выбор методов очистки воды в зависимости от дисперсности примесей, позволяет использовать существующие методы или их комбинации для очистки воды истинно растворимых, коллоидно-растворимых, коллоидных, мелко и крупно дисперсных примесей, что вполне приемлемо и для очистки от радионуклидов, находящихся в каждой из перечисленных фаз. Однако, на наш взгляд, при всех своих достоинствах эта классификация лишь косвенно затрагивает физико-химическую природу и не учитывает радиологические свойства и чисто химические особенности элементов радиоактивных загрязнений. Рассматривая загрязнения вообще, указания классификация упускает специфические особенности элементов радионуклидов, поэтому она не в полной мере может служить основной для оценки экологической опасности и прогнозирования радиационной обстановки, а, следовательно, и выбора надежных методов очистки воды от радиоактивных загрязнений и их фиксации при дезактивации почв. Кроме того, оперируя понятием, радионуклиды в природе, следует подразумевать, а также помнить, что свойства радиоактивных загрязнений вследствие их распада по соответствующей изобарной цепочке постоянно меняется. Соб-

ственно эти особенности уже сами предопределяют выбор методов очистки воды – химическая коагуляция в сочетании с сорбционными с соосадительными процессами.

Из всего многообразия предложенных на сегодня методов очистки от радиоактивных загрязнений в условиях массового заражения водоисточников потенциально природными могут рассматриваться традиционные методы объемной и контактной коагуляции соединениями алюминия, железа, растворимыми фосфатами. Правда, применительно к радионуклидам, количество которых в воде оценивается микрограммами или их долями и когда размеры частиц составляют 10^{-3} - 10^{-1} мкм, а то и $<10^{-3}$, справедливее было бы классифицировать процессы водоисточника указанными коагулянтами как сорбционные и соосадительные по отношению к радионуклидам, что обычно применяется в аналитической химии для концентрирования. Разумеется, что некоторая часть радионуклидов сорбирована в природной воде присутствующими в ней грубодисперсными взвесями и фитопланктоном. В этом случае соединения железа и алюминия работают как классические коагулянты. Учитывая эти обстоятельства, справедливо бы все-таки употреблять для очистки воды от радионуклидов термин «сорбционно-соосадительная коагуляция».

Анализ комбинированных, «чисто сорбционных» и «чисто соосадительных» способов очистки радиоактивной воды показал, что комбинирование методов, особенно в случае ши-

рокого спектра радиоактивных загрязнений, дает лучшие эффекты очистки. В частности, весьма эффективна очистка коагулянтами в сочетании с реагентной подготовкой, например с содово-известковым умягчением или в сочетании с сорбционными замутнителями (каолин, доломит, фосфатные материалы, карбонатные породы, глины и т.п.) Причем, как показано, прежде всего, в качестве замутнителей, эффективно повышающих степеней и качество дезактивации воды, применяют добавки щелочной природы, например карбонат кальция, фосфат кальция и другие, повышающие щелочной резерв воды. Это очень важно, ибо коагулянты более щелочной природы (основные хлориды и сульфаты железа и алюминия) намного эффективнее, чем их нормальные соли.

Самостоятельные методы очистки воды от радионуклидов в отдельных случаях могут рассматриваться термическая дистилляция и сорбция на неорганических и природных материалах (различные минералы, глины, торф, древесные опилки, шлаки, металлические порошки и их гидроксиды и др.). Относительно других методов водоочистки (ионный обмен, электродиализ, экстракция, обратный осмос, сорбция на активных углях) следует сказать, что в условиях массового загрязнения водоисточников и окружающей среды при дефицитности материалов их можно рассматривать в решении узко специфических задач на отдельных участках.

Проведен анализ известных методов очистки воды от радиоактивных загрязнений, в результате которого можно высказать следующие соображения. Так, эффект очистки больше всего зависит от подбора реагентов на конкретный радионуклид и условий проведения процессов (рН среды, которое обычно равно 7-8, количество и соотношение реагентов). По подбору реагентов заметный эффект очистки достигался, когда реализовывались процессы соосаждения и сорбции. Например, фосфатная коагуляция срабатывала хорошо практически для всех нуклидов, образующих нерастворимые фосфаты (иттрий, цирконий, кальций, РЗЭ и некоторые другие). Йод хорошо соосаждался с серебром и медью или на карбонате кальция совместно с коагуляцией солями железа или алюминия. Улучшение коагуляционной очистки в присутствии карбоната кальция зарегистрировано в большинстве случаев и связано, с механизмом регулирования рН. Здесь же хотелось обратить внимание, что при этом достигался больший эффект очистки от нуклидов, образующих нерастворимые карбонаты, гидроксокарбонаты и гидроксиды, особенно в присутствии сульфатных и фосфатных коагулянтов.

В результате анализа известных методов дезактивации воды (прежде всего от смеси радионуклидов) выработан подход к решению задач по очистке воды от радиоактивных загрязнений с широким спектром радионуклидов. При этом эффект очистки воды сравнивался с допустимыми и предельно

допустимыми уровнями концентраций отдельных радионуклидов (табл. 4.1) или их смесей (табл. 4.2) в воде, а также предельно допустимыми концентрациями в питьевой воде элементов, которые могут быть внесены совместно с реагентами, используемыми для очистки (ГОСТ 2874-82 «Вода питьевая»).

Таблица 4.1 Допустимые уровни концентрации основных радионуклидов в открытых водоемках

Радионуклид	Допустимые уровни концентраций		Радионуклид	Допустимые уровни концентраций	
	ДКб, Бк/дм ³	ДКк, Ки/дм ³		ДКб, Бк/дм ³	ДКк, Ки/дм ³
⁴⁵ Ca	$3,3 \cdot 10^2$	$8,9 \cdot 10^{-9}$	⁸⁹ Sr	$4,4 \cdot 10^2$	$1,2 \cdot 10^{-8}$
⁹⁵ Zr	$2,3 \cdot 10^3$	$6,2 \cdot 10^{-8}$	⁹⁰ Sr	$1,5 \cdot 10^2$	$4,1 \cdot 10^{-9}$
⁹⁵ Nb	$3,6 \cdot 10^3$	$9,7 \cdot 10^{-8}$	⁹⁰ Y	$7,4 \cdot 10^2$	$2,0 \cdot 10^{-8}$
¹³¹ I	$0,7 \cdot 10^2$	$1,9 \cdot 10^{-9}$	¹⁰³ Ru	$3,7 \cdot 10^3$	$1,0 \cdot 10^{-7}$
⁹⁹ Mo	$1,5 \cdot 10^3$	$4,1 \cdot 10^{-8}$	¹⁰⁶ Ru	$4,4 \cdot 10^2$	$1,2 \cdot 10^{-8}$
¹³⁷ Cs	$5,5 \cdot 10^2$	$1,5 \cdot 10^{-8}$	¹⁴⁰ Ba	$9,3 \cdot 10^2$	$2,5 \cdot 10^{-8}$
¹⁴⁴ Ce	$4,4 \cdot 10^2$	$1,2 \cdot 10^{-8}$	¹⁴⁰ La	$8,1 \cdot 10^2$	$2,2 \cdot 10^{-8}$

Таблица 4.2 Предельно допустимые уровни концентраций (ПДК) радиоактивных загрязнений в воде

Состав загрязнений в воде	ПДКвод, Ки/дм ³
Смесь радиоизотопов при неопределённом соотношении	Не более $3 \cdot 10^{-11}$
Отсутствие в смеси:	
а) ²²⁶ Ra, ²²⁸ Ra	$3 \cdot 10^{-11}$
б) ⁹⁰ Sr, ¹²⁹ I, ²¹⁰ Pb, ²²⁶ Ra, ²²⁸ Ra	$2 \cdot 10^{-10}$
в) ⁹⁰ Sr, ¹²⁹ I, ²¹⁰ Pb, Th _{ест} , ^{223,226,228,231} Ra	$7 \cdot 10^{-10}$
г) ⁹⁰ Sr, ¹²⁹ I, ²¹⁰ Pb, ²¹¹ At, ²²⁷ Ac, ^{230,232} Th, Th _{ест} , ^{223,226,228,231} Ra	$1 \cdot 10^{-9}$

Таким образом, при выборе и обосновании методов очистки природных и сточных вод от радиоактивных загряз-

нений, на наш взгляд, следует учитывать следующие основные принципы:

- очистка воды должна быть эффективной по всему спектру радионуклидов, особенно по высокотоксичным (α -излучатели, ^{131}I , ^{99}Mo , ^{103}Ru , $^{89,90}\text{Sr}$, $^{134,137}\text{Cs}$);

- захваченные радионуклиды должны прочно удерживаться образующимся осадком или вводимыми сорбентами;

- предлагаемые методы должны соответствовать требованиям для сбрасываемых сточных вод в открытые водоёмы до уровня ДК в соответствии с международными нормами, а питьевой воды – до уровня ПДК;

- реагенты, используемые для очистки воды должны быть доступными, недорогими, эффективными. А при очистке питьевой воды и безвредными для здоровья человека и окружающей среды;

- объем отходов должен быть минимальным и легкоутилизруемым;

- предполагаемые методы должны быть простыми, доступными, нетрудоемкими, основанными на последних научных и практических разработках.

Как показали результаты анализа некоторых природных водоемов, сточных вод пункты дезактивации техники в течение мая-июня 1986 г., радиоактивные элементы представлены достаточно широким спектром (табл. 4.3).

Таблица 4.3 **Предельные значения активностей основных радионуклидов, регистрируемые в представительных образцах природных и сточных вод**

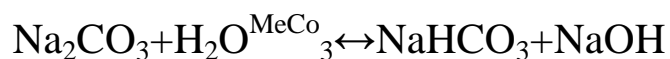
Радионуклид	Активность	Радионуклид	Активность
^{141}Ce	$2,2 \cdot 10^{-9} - 1,1 \cdot 10^{-7}$	^{140}La	$3,5 \cdot 10^{-9} - 1,3 \cdot 10^{-7}$
^{131}I	$6,0 \cdot 10^{-10} - 2,39 \cdot 10^{-7}$	^{103}Ru	$2,7 \cdot 10^{-10} - 1,38 \cdot 10^{-8}$
^{140}Ba	$2,9 \cdot 10^{-9} - 1,2 \cdot 10^{-7}$	^{137}Cs	$0,27 \cdot 10^{-10} - 1,96 \cdot 10^{-6}$
^{134}Cs	$1,4 \cdot 10^{-10} - 2,11 \cdot 10^{-7}$	^{95}Zr	$2,3 \cdot 10^{-10} - 2,2 \cdot 10^{-8}$
^{95}Nb	$2,4 \cdot 10^{-10} - 1,1 \cdot 10^{-8}$		

Кроме того, необходимо учитывать, что в авариях с разрушением активной зоны неизбежно проникновение в окружающую среду компонентов основного и вторичного топлива – радионуклидов ^{235}U , ^{238}U , ^{239}Np , ^{239}Pu и др., а также нуклидов наведенной активности за счет активации ядер конструкционных материалов и окружающей среды. Подтверждением последнего может служить появление значительных количеств ^{51}Cr , ^{60}Co и др.

Применительно к сложившейся после аварии на Чернобыльской АЭС радиационной обстановке, помимо тщательного анализа основных способов очистки воды от радиоактивных загрязнений и выбора наиболее приемлемых из известных (сорбция, соосаждение, коагуляция, ионный обмен), необходимо было провести экспериментальную проверку некоторых из них, способных удалить значительную часть загрязнений. С этих позиций, прежде всего, представляло интерес проанализировать проводимые исследования о влиянии пероксида во-

дорода на процессы химического осаждения и соосаждения нерастворимых соединений металлов (карбонатов, гидроксидов, сульфатов, вольфрама и др.); по изучению процессов сорбции трехзарядных ионов РЗЭ лантан-цериевой изобарной цепочки распада (La, Ce, Pr, Nd, Sm, Dy) и уранил-ионов на карбонатах щелочно-земельных металлов из хлоридных и хлоридно-сульфатных растворов; а также параллельно с этим обсудить вопросы применения микроколичеств углеводов, например крахмалла, в смеси с минеральными сорбентами для интенсификации сорбции радионуклидов йода, некоторых РЗЭ и уранидов.

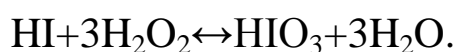
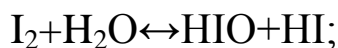
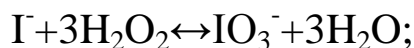
При осаждении нерастворимого соединения образующих осадок, например CaCO_3 , MgCO_3 , $\text{Ni}_2(\text{OH})_2\text{CO}_3$, $\text{Cu}_2(\text{OH})_2\text{CO}_3$ другие, смещают равновесие гидролиза осадителя:



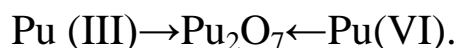
В сторону образования более устойчивого и менее растворимого соединения — основной соли $x\text{MeCO}_3 \cdot y\text{Me}(\text{OH})_2 \cdot n\text{H}_2\text{O}$. Пероксид водорода, связывая один из продуктов гидролиза в $\text{Na}_2\text{CO}_3 \cdot 1,5\text{H}_2\text{O}_2$, смещает равновесие в сторону образования более основного соединения. При этом остаточные концентрации ионов металлов в маточном растворе снижаются, а pH увеличивается.

Изложенное выше, по-видимому, можно отнести к таким соединениям как MeCO_3 , MeSO_4 , $\text{Me}_3(\text{PO}_4)_2$, $\text{Me}(\text{IO}_3)_2$, MeMoO_4 , MeWo_4 , $\text{Me}_2\text{Pu}_2\text{O}_7$ и т.д., и др. Me-Cf, Ba. Причем, ес-

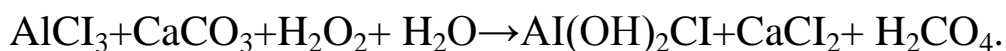
ли исходные анионы в растворе до введения H_2O_2 находились в низших степенях окисления, то после введения пероксида водорода они окисляются. Например, в случае элементарного йода или йодид-иона возможны следующие реакции:



Спецификой пероксида водорода как окислителя является то обстоятельство, что в небольших количествах (не более 1,5%) он работает как мягкий окислитель-восстановитель и способен переводить один и тот же элемент из низких и высоких степеней окисления к промежуточным. Последнее используется для отделения уранидов в виде пероксосоединений

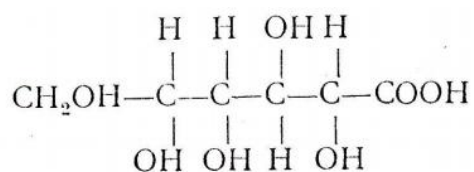


Таким образом, H_2O_2 приводит к образованию более основной соли и образованию пероксосоединений по вышеуказанным уравнениям. При введении пероксида водорода в процессе когулирования обнаружена более высокая эффективность коагулянта. По-видимому, здесь также срабатывает эффект смещения равновесия в сторону образования более основного продукта, поскольку эффект коагулирования особенно улучшается при совместном присутствии пероксида водорода и карбоната кальция С:



Коагуляция солями железа (II) и железа (III), в присутствии пероксида водорода с искусственным подщелачиванием (CaCO_3 и Ca(OH)_2), может быть использована для извлечения радионуклидов в ионно-растворимой форме, например цезия, двухзарядных ионов. Так, замечено, что в присутствии небольших количеств H_2O_2 при осаждении гидроксида железа (II) щелочью образуются легкоотделяемые осадки в виде объемного «грязно-зеленого» до плотного кристаллического «черного» цвета, которые после высушивания легко рассыпались в порошок и обладали магнитными свойствами. Высушенные порошки имели цвет от коричневого до черного, высокодисперсны, состоят в основном из кристаллических форм гидроксида и оксида железа. Состав близок к Fe_3O_4 . Эти осадки эффективно захватывали из маточного раствора (соосаждали) растворимые двухзарядные ионы металлов (магния, бария, цинка, меди, никеля и др.).

Известно также, что редкоземельные элементы, являющиеся одними из представителей нуклидов лантан-цериевой изобарной цепочки распада, образуют прочные комплексные глюконаты особенно при pH 8,3. Следует отметить, что глюконовая кислота



представляет собой окисленную форму глюкозы – низкомолекулярного аналога крахмала. Поэтому в присутствии пероксида возможно образование в углеводной цепочке крахмала подобных оксидных форм.

Повышенной сорбцией на крахмале обладает йод [18, 19], который в присутствии небольших количеств пероксида водорода образует IO_3^- , осаждаемой на поверхности сорбента в виде тонкой пленки, например на карбонате кальция; $\text{Ca}(\text{IO}_3)_2$ – крахмала. Аналогичным образом ведут себя Mo, Ru, Te, Pu и другие подобные элементы. Плутоний, как и уран, способен образовывать нерастворимые пероксосоединения, например Pu_2O_7 .

Кроме того, при использовании пероксида водорода возможно взаимоосаждение труднорастворимых соединений оксидных форм радионуклидов с матрицей сорбента или соответствующими радионуклидами. Например, для цезия и стронция характерно образование труднорастворимых йодатов (цезий, стронций) и молибдатов (стронций) [50, 51], которые могут легко захватываться матрицей сорбента. Проверка этих предположений показала их правомочность.

Конкурирующим действием по отношению к катионам сорбентов CaCO_3 и BaCO_3 обладают нуклиды, представляющие изобарные цепочки распада в ряду цезий–барий–лантаноиды.

Таким образом, для повышения сорбции необходимо вводить добавки, повышающие растворимость матрицы MeCO_3 и снижающие таковую для соосаждаемых соединений РЗЭ, например путем изменения концентрации солевого фона, температуры, pH, введением сульфат- или фосфат-ионов и т.п. В частности, для MeCO_3 введение сульфат- или фосфат-ионов будет приводить к переосаждению катионов матрицы в виде менее растворимых сульфатов и фосфатов. С этой точки зрения, применения, наряду с сорбцией, коагуляции сульфатам железа или алюминия предпочтительнее хлоридам железа и алюминия. Повышение растворимости MeCO_3 происходит и в более концентрированных растворах фоновых электролитов (рассолов), а значит, в таких системах сорбция РЗЭ протекает более эффективно, чем в разбавленных растворах.

Анализируя результаты и изложенное выше, можно сделать вывод об избирательной сорбции нуклидов, представляющих продукты распада уранового топлива. Более эффективно на карбонатном сорбенте будут сорбировать нуклиды конца изобарной цепочки распада лантан-цериевого ряда (Nd, Sm, Eu, ...). Для получения высоких степеней очистки по широкому спектру радионуклидов необходимо рекомендовать сложные смеси карбонатных сорбентов, содержащих прежде всего карбонаты кальция с добавками карбоната бария и магния. При очистке технических вод в смеси могут присутствовать карбонаты других металлов, например цинка, меди и др.

Необходимо отметить, что временное использование в смесях для очистки воды вполне допустимо в экстремальных ситуациях (при значительном и массовом поражении водоисточников), поскольку соединения бария используются в практике медицинской помощи при интоксикации радионуклидами. Кроме того, в природном карбонате кальция, как известно, присутствуют примеси карбонатов магния, бария и некоторых цветных металлов. Для улучшения сорбции радионуклидов, особенно радиусом ионов более 100 пм (Pr^{3+} , La^{3+}), на карбонатных в систему следует вводить вещества снижающие тепловыделение при погружении карбонатного порошка, например соединения калия.

Таблица 4.4 Результаты очистки воды от радионуклидов с использованием разработанных составов

Объект	Общая активность (Σ ^{147}Pr , ^{141}Ce , ^{140}La , ^{140}Ba , ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{131}I , ^{132}Te , ^{103}Ru , ^{95}Zr , ^{93}Nb), 10^{-8}Ки/дм^3	Степень очистки, %
Исходная вода 1 (И. в. 1)		
И. в. 1	1315	0
И. в. 1 + CaCO_3 (рН 8,3)	390,5	70,3
И. в. 1 + ($\text{CaCO}_3 + \text{BaCO}_3$) (рН 8,3)	236,2	82,04
И. в. 1 + ($\text{CaCO}_3 + \text{BaCO}_3 + \text{крахмал}$) (рН 8,3)	105,2	92,0
И. в. 1 + ($\text{CaCO}_3 + \text{BaCO}_3 + \text{крахмал} + \text{H}_2\text{O}_2$) (рН 8,3)	14,5	98,9
Исходная вода 2 (И. в. 2)		
И. в. 2	1560	0
И. в. 2 + ($\text{CaCO}_3 + \text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2 + \text{крахмал} + \text{H}_2\text{O}_2 + \text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 + \text{Ca}(\text{OH})_2$) (рН 9—10)	8,9	99,4
И. в. 2 + ($\text{H}_2\text{O}_2 + \text{крахмал} + \text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 + \text{Ca}(\text{OH})_2 + \text{CaCO}_3$) (рН 8,3)	7,1	99,5

Таким образом, проведенные исследования позволили в определенной степени обосновать совместное использование окислителей, карбонатных материалов, углеводов и коагулянтных для очистки от радионуклидов широкого спектра. Использование окислителей в процессах очистки воды от органических веществ и обеззараживания известно [69]. Нами же обращено внимание на влияние окислителей прежде всего на процессы осаждения и соосаждения, состояние равновесия в процессах кристаллизации и растворения, а также диссоциации солей и другие процессы [68]. Разумеется, что кроме рассмотренных, пероксид водорода как и другие окислители будет окислять также радионуклиды йода, молибдена, теллура, вольфрама и др. [52, 68].

При этом образуются легко соосаждаемые на карбонатных коллекторах (CaCO_3 , BaCO_3 и др.) анионные формы с Cs^+ , Rb^+ , Ca^{2+} , Sr^{2+} , Ba^{2+} , Zn^{2+} , Mn^{2+} , Fe^{2+} , Co^{2+} , Ni^{2+} , Cu^{2+} , Y^{3+} , La^{3+} , Ce^{3+} и др. РЗЭ [18–23, 38, 39, 62], например, описанный выше случай сорбции CsIO_3 , Cs_2MoO_4 .

Ниже приведены результаты очистки природной и сточной вод натрий-хлоридного класса с общим солесодержанием 1кг/м^3 , содержащей смесь радионуклидов из реактора АЭС (возраст 29–33 сут.) на некоторых разработанных нами смесях, подобранных с учетом высказанных выше положений. В заключении следует отметить, что высказанные выше гипотезы и положение, касающиеся обоснования физико–химией про-

цессов очистки минерализованных природных и сточных вод от ионов РЗЭ, радионуклидов лантан–цериевой цепочки распада ядерного топлива АЭС, оказались достаточно плодотворными для разработки методов очистки указанных объектов, которые могут быть использованы при разработке соответствующих технологий водоочистки.

При выборе методов очистки воды от радионуклидов исходят из ряда требований: экономических, радиационной безопасности и т.д. Так, например, метод объемной коагуляции, широко применяемый при очистке природной воды, не находит применения на АЭС из-за образования большого количества радиоактивного шлама. В это же время метод дистилляции сравнительно редко используется на всех АЭС благодаря получению высококонцентрированного кубового остатка, удаляемого на захоронения.

Не находят пока широкого применения сорбционные методы – из-за высокой стоимости и дефицитности сорбентов, особенно высокотемпературных, хотя большой коэффициент очистки и возможность обработки воды без снижения температуры и потери тепла делает этот метод очень перспективным для удаления из воды первого контура радиоактивных продуктов коррозии.

4.2 Химические методы очистки вод от радиоактивных загрязнений

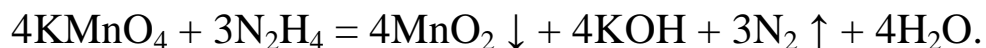
Соосаждением называется выпадение примесей в осадок, которое сопутствует реакции осаждения главного компонента из раствора. Соосаждение как способ обработки радиоактивных вод находит применение в атомной энергетике в виде двух методов: объемной коагуляции и соосаждения с кристаллическими осадками.

Коагуляцией называется укрупнение коллоидных или грубодисперсных частиц в результате их слияния под действием молекулярных сил сцепления. При обработке воды методом коагуляции радионуклиды осаждаются совместно с осадками коагулянтов: гидроксиды алюминия и железа или диоксида марганца.

Гидроксиды алюминия и железа образуются в результате гидролиза солей этих металлов.

Метод коагуляции гидроксидами алюминия и железа широко применяется при обработке природной воды на ТЭС и АЭС и подробно описан в соответствующей литературе. Так как в результате гидролиза выделяется свободная кислота, то для ее нейтрализации добавляют щелочь, кальцинированную соду или известь. Использование соды предпочтительнее, так как карбонаты ряда радионуклидов менее растворимы, чем их гидроксиды.

Диоксид марганца получают восстановлением марганца до четырехвалентного при взаимодействии перманганата калия с гидразингидратом:



Кроме истинно растворенных радиоактивных загрязнений коагулянты обеспечивают более полное осаждение взвешенных и коллоидных частиц, содержащихся в воде.

Хлопья гидроксида железа крупнее и тяжелее, чем хлопья гидроксида алюминия, поэтому использование в качестве коагулянта солей железа предпочтительнее. К тому же коагуляция гидроксидом железа удовлетворительно протекает при значениях $\text{pH}=10\div 11$, получающемся при известковании, при котором степень очистки от радионуклидов стронция и цезия составляет соответственно 97 и 27%.

Коагуляция гидроксидом алюминия при высоких значениях pH не возможна из-за образования алюминатов. Степень очистки от указанных выше радионуклидов при $\text{pH}=7,5\div 8,5$ не превышает 15%.

Диоксид марганца обладает более сильными сорбционными свойствами и образует более плотный осадок. Однако вследствие более высокой стоимости исходных реагентов коагуляция с его помощью находит применение только в установках небольшой производительности, где к тому же требуется более высокая степень очистки, например в схемах регенерации борной кислоты.

Степень соосаждения радионуклидов с коагулянтами определяется в первую очередь их состоянием в воде: взвесь, коллоид, ионная форма и др. Так, радионуклиды цинка, стронция, циркония, ниобия и церия, находящиеся в гидролизованной форме, почти полностью извлекаются диоксидом марганца. Коэффициент очистки (К) равен примерно 1000, в то время как радионуклиды цезия, присутствующие в воде в виде акваионов, диоксидом марганца почти не сорбируются. При $\text{pH}=3\div 4$ удовлетворительно сорбируется рутений, находящийся в этих условиях в коллоидной форме. При изменении величины pH и снижении устойчивости коллоида сорбция рутения резко падает.

Гидроксид алюминия удовлетворительно очищает воду от радионуклидов циркония, ниобия, рутения, церия ($K=5\div 10$). Практически не удаляются находящиеся в ионной форме стронций, йод, цезий ($K=1,1\div 1,2$). Несколько увеличивается коэффициент очистки при подщелачивании воды кальцинированной содой вместо щелочи (для йода $K=1,35$). При использовании гидроксида железа удаление радионуклидов происходит лучше, чем при использовании гидроксида алюминия. Коэффициент очистки для радионуклидов циркония, ниобия и церия возрастает до 10–100, для рутения до 5–25, для йода $K=1,5$.

С целью увеличения степени очистки воды от радионуклидов методом объемной коагуляции процесс интенсифи-

цируют добавлением в обрабатываемую воду сорбентов и реагентов, образующих с радионуклидами труднорастворимые соединения. Например, добавление мелкоразмолотого ($0,1 \div 0,5$ мм) активированного угля увеличивает коэффициент очистки от йода до $3 \div 8$, рутения до $5 \div 8$, циркония до 50, церия до 100. Добавление нитрата серебра, с которым йод образует трудно-растворимое соединение, увеличивает коэффициент очистки до $10 \div 12$.

Если радионуклид присутствует в растворе в ионном или молекулярном состоянии, то он может соосаждаться с определенными кристаллическими осадками при выпадении последних из раствора. При этом соосаждение радионуклидов происходит тем полнее, чем менее растворимо образующееся соединение. Это явление используется в практике обработки радиоактивных вод АЭС в виде содово-известкового умягчения и фосфатной коагуляции.

Сущность содово-известкового умягчения заключается в осаждении растворимых солей кальция и магния при добавлении к исходной воде растворов кальцинированной соды и гашеной извести. Метод содово-известкового умягчения широко применяется на установках очистки природных вод ТЭС и АЭС и подробно описан в литературе. Как метод очистки радиоактивных вод содово-известковое умягчение основано на соосаждении ряда радионуклидов при снижении жесткости обрабатываемой воды. При умягчении происходит проникно-

вание ионов стронция в кристаллическую решетку CaCO_3 и соосаждение радионуклидов ^{89}Sr и ^{90}Sr с карбонатом кальция.

Удаление стронция происходит пропорционально снижению жесткости и более эффективно при повышении температуры и увеличении дозировки реагентов. Коэффициент очистки может составлять 100 и более. В холодной воде при одноразовой обработке $K \approx 2$ и увеличиваться с увеличением числа обработок, доходя до 1000 при 10-15-кратном осаждении.

Одноразовое осаждение при умеренном расходе реагентов приводит к очистке на 90% (К-10) от циркония и ниобия, в то время как даже избыток реагентов снижает содержание цезия только на 50% (К-2). Для очистки воды от радионуклидов йода содово-известковый метод не применим.

Очистка воды от радионуклидов с использованием метода фосфатной коагуляции основана на том, что фосфаты многих металлов нерастворимы. Сущность метода заключается в обработке воды, имеющей большую жесткость, фосфатами калия или натрия с добавлением щелочи для поддержания $\text{pH} = 10 \div 11$:



При этом происходит образование гидроксилапатита, который захватывает большинство содержащихся в воде радионуклидов и весьма быстро осаждается. Для мягких вод необ-

ходимо предварительно добавить в воду соли кальция. Оптимальным является отношение $\text{PO}_4^{3-}/\text{Ca}^{2+}=3\div 5$ при pH $10,2\div 10,4$. При этом коэффициент очистки от радионуклидов стронция составляет 200–1000, циркония и ниобия 100–200, цинка 250. При совместной коагуляции гидроксилапатита и гидроксида железа удаляется 95–99% рутения.

Фосфатная коагуляция малоэффективна для удаления радионуклидов цезия, так как фосфат цезия хорошо растворим. В процессе очистки удаляется всего лишь около 15% цезия. Поскольку радионуклиды йода находятся в воде в виде анионов (I^- , IO_3^-), то в процессе фосфатной коагуляции вследствие отрицательного заряда осадков фосфатов они плохо извлекаются из обрабатываемой воды.

Обработка воды методом соосаждения является достаточно эффективным методом удаления радионуклидов. Из описанных способов наиболее целесообразным является фосфатная коагуляция и сорбция диоксидом марганца. К недостаткам метода следует отнести: 1) большой расход реагентов; 2) сложность процесса, связанная с точной дозировкой реагентов и необходимостью поддержания в узком диапазоне температуры обрабатываемой воды и величины pH; 3) образование большого количества радиоактивной трудноотстаиваемой пульпы, захоронение которой связано с определенными трудностями.

Поэтому обработка радиоактивных вод методом соосаждения находит применение на АЭС только в качестве предварительной очистки стоков перед термической дистилляцией и концентратов выпарных аппаратов перед регенерацией борной кислоты.

Схема обработки воды с использованием метода соосаждения приведена на рисунке 4.2. Исходная вода накапливается в емкостях, как правило – баках трапных вод, усредняется по химическому составу, при необходимости нейтрализуется добавлением кислоты или щелочи и подается в смеситель 4. Смеситель представляет собой изогнутую трубу, внутри которой установлена перегородка, создающая высокую турбулентность потока и, следовательно, хорошее перемешивание воды с реагентами. Дозировка реагентов, как правило, автоматизирована. Состав реагентов определяется принятой технологией обработки воды.

Из смесителя вода поступает в осветлитель 3, где проводится ее очистка. Осадок вместе с загрязнениями в виде пульпы (суспензии) удаляется на захоронение, а очищенная вода сливается в бак 8, откуда насосом 9 направляется на дальнейшую обработку.

При использовании напорных осветлителей (отстойников) бак и насос не устанавливаются, а вода подается на дальнейшую обработку за счет избыточного давления в осветлителе.

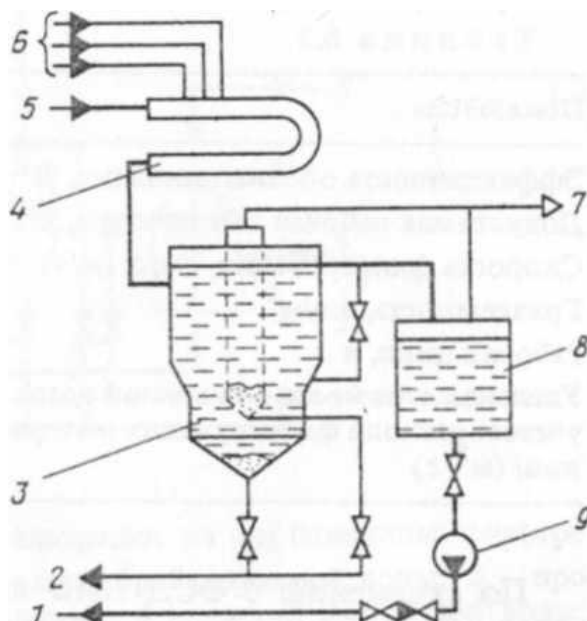


Рис. 4.2 Схема очистки воды с использованием метода соосаждения:

1 - выход очищенной воды; 2 - пульпа на захоронение; 3 - осветлитель; 4 - смеситель; 5 - выход обрабатываемой воды; 6 - реагенты; 7 - сдувка; 8 - бак; 9 - насос

Контроль работы установки проводится по прозрачности воды, значению рН, содержанию органических примесей (окисляемости) и радионуклидов до и после обработки.

Эта схема очистки применена на установке СВО-4 энергоблока с РБМК-1000 и установке СВО-6 энергоблока с ВВЭР-100 с использованием во втором случае напорного осветлителя.

При переработке полиметаллического минерального сырья, содержащего небольшое количество (до 1% по массе) естественных радионуклидов – Th-232 и U-238 и продуктов их распада, обычно образуется значительное количество радиоактивных отходов (РАО), в части многокомпонентных солевых растворов и сточных вод, подлежащих дезактивации и обез-

вреживанию. Традиционно используемые для этой цели гидрометаллургические технологии дезактивации основаны на двух-трёхстадийной обработке исходных растворов и/или сточных вод BaCl_2 , H_2SO_4 и нейтрализации образующейся пульты известковым молоком до pH 7~9. Технологические процессы, основанные на осаждении радия с BaSO_4 и осаждении оксигидратов металлов, в том числе тория, хорошо освоены на промышленных предприятиях. Указанные технологии, как свидетельствует многолетний опыт эксплуатации, обеспечивают требуемую степень дезактивации жидких РАО до установленных норм (не более 6 Бк/кг) [70].

В связи с необходимостью улучшения эколого-экономических характеристик редкометательного производства для выполнения исследования по изучению системы образования отходов процесса хлорной переработки лопаритового концентрата, а также предложен ряд новых технологических схем для их обезвреживания и дезактивации. В ходе поэтапного выполнения работы была создана усовершенствованная технология нейтрализации и дезактивации цеховых обмывочных вод (ЦОВ). Далее была разработана эффективная технология дезактивации солевых растворов, образующих при «гидроразмыве» отработанного расплава солевого оросительного фильтра (СОФ) лопаритовых хлоритов. В процессе исследований были рассмотрены несколько вариантов первой стадии разрабатываемой технологии, в каждом

из которых указанные жидкие РАО обрабатывались различными реагентами [71].

При этом наилучшие технологические показатели – как по степени дезактивации ($>99,9\%$), так и по степени концентрирования радионуклидов были получены при обработке растворов СОФ при $80-90^{\circ}\text{C}$ раствором гидроксида натрия ($80-100\text{ г/дм}^3$) до $\text{pH } 11\sim 13$ в течение 1-2 ч. Однако, в связи с довольно высокой исходной концентрацией радионуклидов в растворах от СОФ достичь требуемой степени их дезактивации до установленных норм ($<6\text{ Бк/кг}$) ни в одном из опытов за одну стадию не удалось. Подробное изучение особенностей и закономерностей деактивации растворов-фильтров после первой стадии дезактивации с $A_{\text{ул}}=200\sim 800\text{ кБк/кг}$ и сопоставление эффективности различных методов дало возможность предложить новую рациональную высокоэффективную технологию совместной деактивации солевых растворов от СОФ и ЦОВ. При разработке этой технологии и выборе условий второй стадии дезактивации раствора СОФ руководствовалась следующими исходными данными. Исходная удалённая активность растворов СОФ примерно равна $100\sim 250\text{ кБк/кг}$. После первой стадии дезактивации растворов СОФ их нейтрализация раствором NaOH до $\text{pH } 11,5\sim 12,5$ $A_{\text{ул}}$ фильтров обычно составляет $300-500\text{ Бк/кг}$, что весьма близко к исходной удалённой активности ЦОВ.

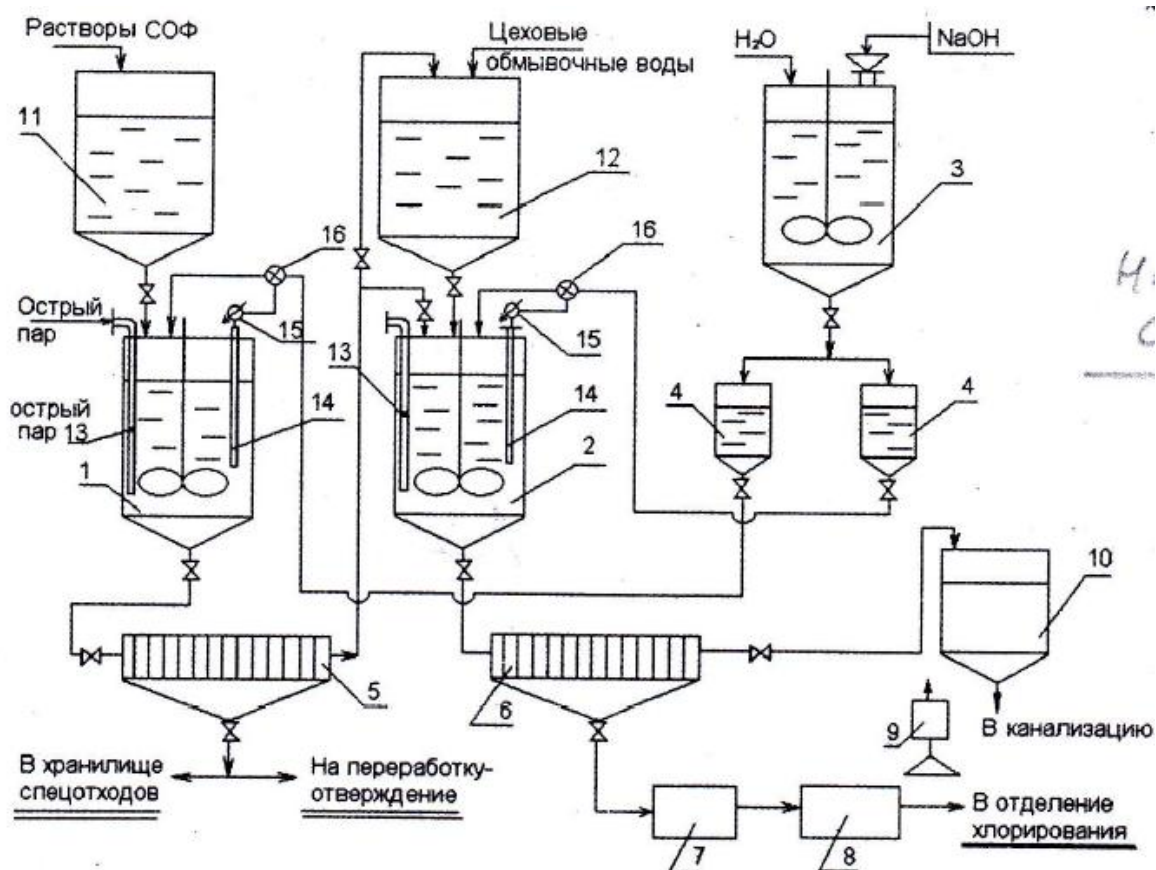


Рис. 4.3 Аппаратно-технологическая схема (совместная схема) совместной переработки и дезактивации цеховых обмывочных вод и солевых растворов/пульпы от «гидроразмыва» расплава СОФ:

1 – реактор для нейтрализации раствора/пульпы от растворения «гидроразмыва» отработанного расплава СОФ; 2 – реактор-нейтрализатор цеховых обмывочных вод; 3 – бак для приготовления раствора NaOH; 4 – дозатор раствора NaOH; 5 – фильтр-пресс (ФП-1) для выделения радиоактивного оксигидратного осадка, направляемого в ХСО; 6 – фильтр-пресс (ФП-2) для выделения осадка, содержащего Nb, Ta, TI и РЗЭ, направляемого на передел хлорирования; 7 – сушильная камера; 8 – прокалочная печь; 9 – система пылеулавливания; 10 – сборная емкость дезактивированных солевых растворов и цеховых обмывочных вод; 11, 12 – баки; 13 – нагревательные устройства; 14 – штанга с электродами; 15 – pH – метр; 16 – запорно-регулирующий клапан.

Как было указано ранее, ЦОВ имеет удельную активность $A_{\text{ул}}$ до 1000 Бк/кг и содержат преимущественно в форме хлоридов железа, алюминий, торий, редкоземельные элементы (РЗЭ) и оксихлориды Nb, Ta и Ti. Ионы этих металлов, являются весьма эффективными коллекторами для радионуклидов ряда Th-232 и U-238.

При хлорировании лопаритовых и/или циркониевых концентратов, комплексной переработке отходов титанового производства торий и дочерние продукты его распада преимущественно концентрируются в хлоридных отходах производства, подлежащих обезвреживанию, дезактивации, переводу всех поливалентных металлов в водонерастворимое состояние и последующему захоронению в хранилищах спецотходов (ХСО) [72]. Что касается собственно Th-232, то вопрос о его выделении из хлоридных растворов решается обычно очень просто – путем нейтрализации исходных растворов до pH $7 \div 8$ каким-либо щелочным реагентом, чаще всего известковым молоком. Более сложен процесс локализации других радионуклидов – дочерних продуктов распада тория, главным образом Ra-228 и Ra-224. Концентрация радия в технологических растворах и сточных водах после их очистки от поливалентных металлов обычно составляет 10^{-8} – 10^{-6} г/дм³, а активность растворов – 10–100 кБк/кг.

Для извлечения радия из растворов и сточных вод могут быть использованы летучая угольная зола, цеолиты, различ-

ные неорганические сорбенты и полимерные сорбенты, представляющие собой сополимеры гликолей с дикарбоновыми кислотами. Весьма перспективными для извлечения различных радионуклидов, в том числе и радия, являются биосорбенты. В производственной практике наибольшее применение для дезактивации растворов находят способы, основанные на осаждении радия с сульфатом бария.

Особенности поведения радия при обезвреживании отходов обусловлены тем, что радий в растворах всегда присутствует в микроконцентрациях, причем, как правило, в растворах находятся и другие элементы, концентрация которых на несколько порядков больше. В частности, при гидроразмыве отработанного расплава солевого оросительного фильтра (СОФ) – основного отхода переработки лопаритового концентрата – в образующейся пульпе содержится $10\text{--}30 \text{ г/дм}^3$ FeCl_3 ; $20\text{--}40 \text{ г/дм}^3$ AlCl_3 ; $5\text{--}15 \text{ г/дм}^3$ ThCl_4 ; $10\text{--}40 \text{ г/дм}^3$ РЗМ и др. Присутствие в растворах, содержащих радий, его аналога (макрокомпонента кальция) существенно осложняет дезактивацию. Образующиеся кристаллы сульфата кальция блокируют поверхность BaSO_4 , в результате доступ радия к поверхности носителя затрудняется. Это приводит к увеличению его содержания в фильтрате.

При осаждении радия с сульфатом бария в присутствии макроколичеств Na^+ достичь требуемой степени дезактивации раствора в одну стадию не удастся. Использование оксигидра-

та железа совместно с сульфатом бария в системе с высоким содержанием кальция позволяет резко увеличить эффективность извлечения радия из раствора: при содержании Fe^{3+} в исходном растворе 0,06–0,08 г/дм³ степень дезактивации достигает 99,99%. Указанный эффект объясняется образованием оксисульфата железа типа $\text{Fe}_6\text{S}_8\text{O}_{33}$, который обладает более высокими сорбционными свойствами по отношению к радю, чем соединения оксигидратного типа. При повышении содержания железа в растворе наряду с образованием оксисульфатных фаз происходит его осаждение и в форме оксигидратов и степень дезактивации уменьшается.

Выявленные закономерности и особенности процессов соосаждения радия с сульфатом бария позволили создать принципиальную схему переработки, обезвреживания и дезактивации солевых отходов, образующихся при хлорировании лопаритовых концентратов (рис. 4.4). Отработанный расплав СОФ сливают в воду, образующуюся пульпу (рН 0,9÷1,2) нейтрализуют 2–3 М раствором гидроксида натрия до рН 11,0÷12,5. Торийсодержащий радиоактивный осадок (кек) отделяют от маточного раствора на фильтр-прессе и вывозят в ХСО (Хранилище специальных отходов). Фильтрат – солевой хлоридный раствор с удельной активностью 100–1000 Бк/кг – последовательно обрабатывают растворами BaCl_2 , Na_2SO_4 , FeCl_3 и NaOH . Процесс ведут преимущественно при температуре 80–95°C и рН пульпы 11–12. Пульпу перемеши-

вают в течение 30–60 мин и фильтруют на фильтре-прессе. Гидратно-сульфатный осадок отделяют от дезактивированного раствора и вывозят в ХСО.

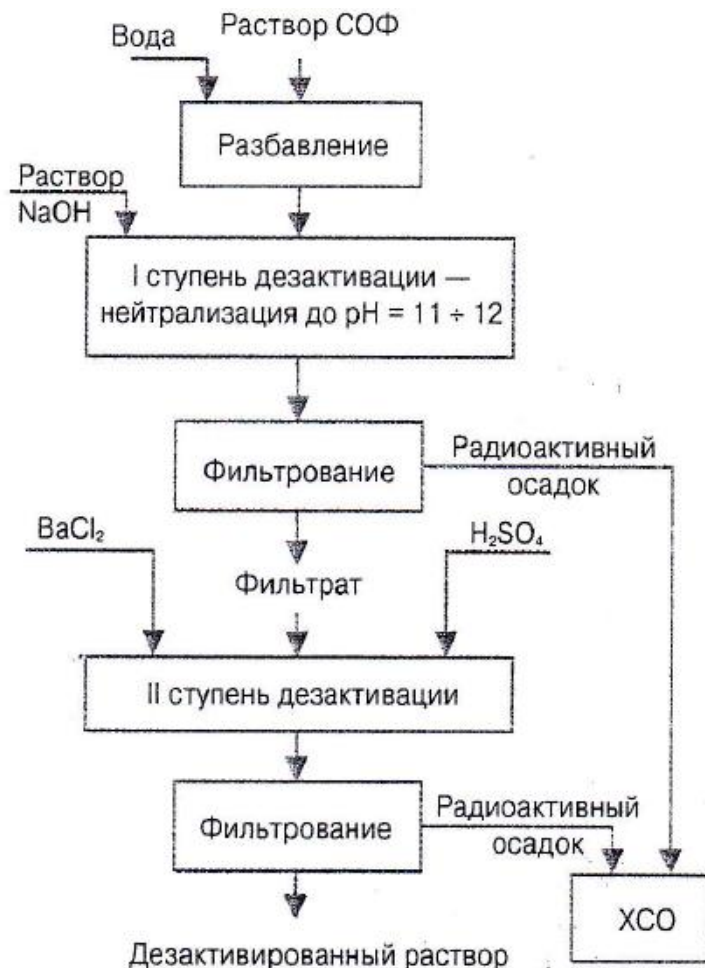


Рис. 4.4 Принципиальная схема переработки солевых отходов процесса хлорирования лопаритовых концентратов

ОАО «Чепецкий механический завод» – один из крупнейших комбинатов России по переработке уранового, циркониевого и кальциевого сырья и получению различной продукции на их основе. В результате производственной деятельности возникают промышленные отходы в виде водных стоков, содержащих компоненты сырья, реагенты, а также побочные продукты реакций [73].

По действующей технологии обезвреживание стоков проводится в три этапа, после чего они направляются на длительное захоронение в изолированный, глубокозалегающий подземный пласт-коллектор.

Первый этап – в цехах самих производств осуществляется доизвлечение из стоков основной части ионов цветных и радиоактивных металлов. Благодаря этому происходит следующее:

- возврат в технологический процесс значительных количеств реагентов, различных продуктов и воды;
- существенное обезвреживание стоков, поскольку выделяемые вещества являются не только ценными, но и наиболее токсичными компонентами;
- сокращение объемов стоков.

На этом же этапе проводится обработка стоков известкованием, в результате чего происходит универсальная доочистка от ионов ценных и токсичных компонентов путем перевода основного количества примесей в малорастворимые в воде формы кальциевых солей и гидроксидов.

После отдельного обезвреживания стоков уранового производства и совместного обезвреживания стоков циркониевого и кальциевого производств образуются два потока сбросных щелочных пульп, направляемых отдельно в свои хвостохранилища.

Второй этап – накопление и усреднение пульп в хвостохранилищах. В результате длительного хранения происходит их отстаивание, осветление жидкой фазы и осаждение твердой. В процессе эксплуатации хвостохранилищ осадки накапливаются, а декантаты поступают на дальнейшую химическую обработку. Ниже приведены значения концентраций компонентов, солесодержания и pH осветленных декантат пульп хвостохранилищ уранового и циркониевого производств.

Концентрация, мг/л	Урановое	Циркониевое
NH_4^-	120 – 370	130 – 2400
Na^-	120	280 - 5300
K^-	1140	2400 – 20000
Ca^{2-}	2600 - 6400	160 – 2200
Sr^{2-}	4	1
Li^-	0,1 – 0,2	0,1 – 0,6
Cu^{2-}	0,01 – 0,026	0,016 – 1,7
Ni^{2-}	0,01 – 0,022	0,22 – 1,3
$\text{Fe}_{\text{общ.}}$	<0,2	0,2 – 0,3
Cr^{3-}	0,02	0,02 – 0,49
Pb^{2-}	<0,1	<0,1
Zn^{2-}	0,005 – 0,04	0,005 – 0,03
Zr (IV)	-	<0,03
Mo (VI)	0,4 – 0,7	<0,4
Cr_2O^{2-}	0,02 – 0,05	0,07 – 0,46
Cl^-	1700 - 5200	1400 – 10800
NO_3^-	1130 - 5000	1800 – 6600
SO_4^{2-}	260 - 900	400 – 2800
F^-	0,9 – 5,2	2,9 – 21,5
PO_4^{3-}	<6,1	<6,1
CO_3^{2-}	100	100
Солесодержание, мг/л	5600 - 16000	6700 – 42200
pH	7,9 - 11	7,9 - 11

Эти данные показывают, что в хвостохранилищах уранового и циркониевого производств в равновесии с твердой фазой находятся декантаты, являющиеся солевыми растворами с

практически одинаковым качественным составом. Основные компоненты – продукты диссоциации нитратов, хлоридов, сульфатов и гидроксидов Ca^{2+} , K^+ , Na^+ , NH_4^+ , остальные – Li^+ , Sr^{2+} , Cu^{2+} , Ni^{2+} , $\text{Fe}_{\text{общ.}}$, Cr^{3+} , $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$, Pb^{2+} , Zn^{2+} , Zr(IV) , Mo(VI) , OH^- , F^- , PO_4^{3-} и др. (присутствуют в микроколичествах). Содержание практически всех компонентов, кроме ионов кальция, в декантате пульпы циркониевого производства более высокое, чем в декантате пульпы уранового производства.

Специфика отходов уранового и циркониевого производств – присутствие в них естественных радионуклидов (ЕРН), поступающих в процессе переработки сырья, содержащего уран, торий и продукты их распада, а также в результате использования при переработке калийных солей, содержащих естественный радиоактивный изотоп К-40 (табл. 4.5).

Таблица 4.5 Удельная активность ЕРН в осадках и декантатах сбросных пульп в хвостохранилищах уранового и циркониевого производств (статистические данные среднемесячных замеров)

Производство	Объект измерения	Удельная активность ЕРН, Бк/кг			
		$U_{\text{ест}}$	Ra-226	Th-232	К-40
Урановое	Осадок	$(3,7 \pm 0,3)10^3$	55 ± 7	245 ± 67	100 ± 27
	Декантат	27 ± 8	$9,1 \pm 5$	$2,4 \pm 1,8$	170 ± 70
Циркониевое	Осадок	$(6,2 \pm 2,1)10^3$	44 ± 10	45 ± 18	285 ± 130
	Декантат	11 ± 7	$4,2 \pm 0,9$	$4,4 \pm 1,1$	230 ± 67

Из таблицы видно, что удельная α -активность урана и тория в осадках значительно выше, чем в водах (в 100 и 10 раз соответственно). По уровню активности осадки относятся к категории твердых низкоактивных отходов. После заполнения

ими хвостохранилищ они будут надежно изолированы от окружающей среды по специально разработанной технологии.

Удельная β - и γ -активность К-40 в осадках и декантатах обоих хвостохранилищ также сопоставима. Количество К-40 соответствует равновесному содержанию в соединениях стабильных изотопов К-39 и К-41.

Третий этап – обезвреживание осветленных декантатов, накапливающихся в хвостохранилищах. До 1994 г. проводилось путем их объединения и разового сброса во время паводка в р. Чепцу. В процессе сброса стоки разбавлялись более чем в 1000 раз.

Для исключения попадания в среду обитания человека солевых и токсичных компонентов, содержащихся в декантатах, с 1994 г. их сброс в реку заменен на глубинное захоронение. Для этого создан подземный полигон. Место для обустройства пласта-хранилища было изыскано в Башкирско-Окско-Серпуховском водоносном комплексе на глубине 1400–1600 м.

Закачка сточных вод ОАО ЧМЗ в подземные горизонты не увеличивает радиоактивность пластовых вод в зоне их смешивания со стоками, а солесодержание и токсичность снижает.

За период эксплуатации полигона в подземном горизонте размещено 3,5 млн. м³ стоков предприятия. Нагнетательные

скважины работают в штатном режиме, заметной кольматации их призабойной зоны не наблюдается.

Результаты контроля распространения стоков в пласте показывают, что их фронт не превышает радиуса 600 м и не выходит за границы 2000-метрового горного отвода.

Устройство и работа осветлителя для радиоактивной воды. Осветлитель предназначен для обработки воды методом соосаждения с целью очистки от взвешенных, коллоидных активных и неактивных загрязнений, а также для удаления ряда катионов при проведении соосаждения с кристаллическими осадками. В конечном счете, все перечисленные загрязнения в виде осадка скапливаются в нижней части осветлителя и периодически удаляются на захоронение.

Для устойчивого оседания хлопьев гидроксидов железа и алюминия необходима малая скорость восходящего потока воды (около 1 мм/с), а, следовательно, большая площадь осветлителя. К недостаткам осветлителя помимо больших габаритов относится низкий коэффициент очистки и сложность захоронения плохо отстаивающегося радиоактивного шлама. Преимуществом осветлителя является простота конструкции и большая грязеемкость.

Осветлители применяют в установках обработки вод, в значительной степени загрязненных механическими примесями, мылом, маслом в качестве первой ступени очистки. Учитывая сложность захоронения радиоактивного шлама, в по-

следнее время отказываются от проведения коагуляции, ограничиваясь очисткой воды только от взвешенных частиц за счет отстоя.

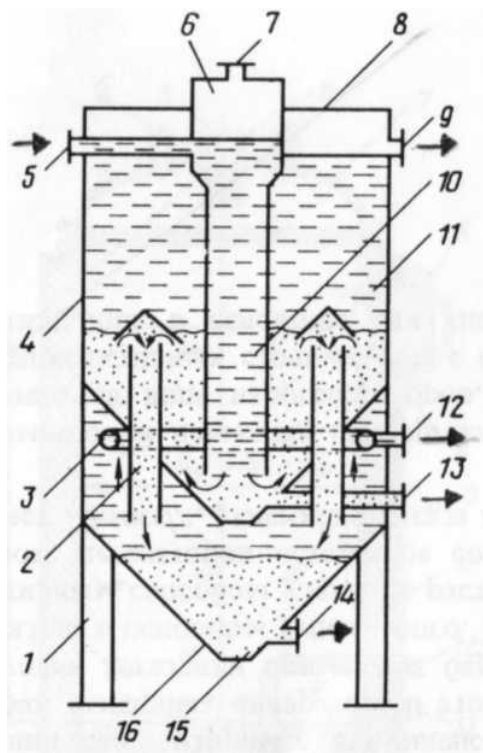


Рис. 4.5 Осветлитель для радиоактивной воды:

1 – опора; 2 – перепускная труба; 3 – дырчатое кольцо; 4 – корпус; 5 – вход обрабатываемой воды; 6 – воздухоотделитель; 7 – сдувка; 8 – крышка; 9 – выход очищенной воды; 10 – опускная труба; 11 – осветлитель; 12 – выход очищенной воды из шламоуплотнителя; 13, 14 – удаление шлама; 15 – шламоуплотнитель; 16 – днище

Осветлитель представляет собой цилиндрический сосуд 4 с коническим дном 16 и плоской крышкой 8. Осветлитель устанавливается на опоры 1 строго вертикально. Материал осветлителя – нержавеющая сталь.

Обрабатываемая вода, в которую предварительно вводят реагенты, подается через патрубок 5 в воздухоотделитель 6. Отделившийся от воды растворенный в ней воздух через сдувку 7 удаляется в систему спецвентиляции, а воды по трубе 10

опускаются в нижнюю часть собственно осветлителя 11. Крупные механические примеси оседают в конусной части осветлителя, а вода равномерным потоком с малой скоростью поднимается вверх. В этот период происходит слипание частиц коагулянта, которые образуют в восходящем потоке воды взвешенный слой, играющий роль взвешенного фильтра.

Из верхней части взвешенного фильтра шлам вместе с частью воды через перепускные трубы 2 поступает в шламоуплотнитель 15, а очищенная вода поднимается вверх и через патрубок 9 выводится из осветлителя. Шлам в шламоуплотнителе дополнительно отстаивается, очищенная вода из верхней части с помощью дырчатого кольца 3 выводится через патрубок 12, а шлам в количестве примерно 1% расхода исходной воды через патрубки 13 и 14 периодически удаляется на захоронение.

Контроль работы осветлителя проводится по сигнализатору уровня, расходу и величине рН исходной воды, прозрачности очищенной воды и активности шлама, удаляемого на захоронение.

В процессе коагуляционной обработки воды используются различные виды коагулянтов – $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$, NaAlO_2 и др. [74, 75]. В последнее время получили распространение новые коагулянты оксихлоридной группы AlOH_aCl_b . К этой группе относится коагулянт последнего поколения «СКИФTM180» [76]. Применения в технологической схеме метода контактной коагуляции с использованием этого коагу-

лянта позволяет сократить расход реагента на 65-70%, исключить необходимость первичного обеззараживания воды хлором или снизить расход хлора до минимума и т.д.

На российском рынке представлены коагулянты на основе полиоксихлорида алюминия «АКВА-АУРАТTM» нескольких модификаций [77], различающиеся по массовой доле оксид алюминия (от 10 до 30%), агрегатному состоянию товарного продукта (раствор или порошок) и основности (от 40 до 70%).

Создан алюмосиликатный коагулянт в результате разложения нефелинового концентрата 20-30% серной кислоты [79]. Показана высокая эффективность реагента при осаждении тонких взвесей буровых глин, при очистке воды от меди, никеля, кобальта, фтора, фосфора и растворенных нефтепродуктов.

Приведены результаты испытаний [80] трех новых коагулянтов:

КГ-1 – коагулянт из североонежского боксита, полученный серно-кислотным способом;

КГ-2 – коагулянт из североонежского боксита, полученный соляно-кислотным способом;

КГ-3 – полученный разложением соляной кислоты алюмосиликатного компонента красного шлама.

4.3 Физико-химические методы очистки вод от радиоактивных загрязнений

Для очистки воды от взвешенных частиц наряду с соосаждением используется фильтрация воды через слой зернистого материала. Очистка воды методом фильтрации обусловлена, с одной стороны, адгезией взвешенных частиц на поверхности материала зернистого слоя, а с другой – механическим задержанием взвеси в щелях, образованных зернами фильтрующего материала в местах контакта [51].

Чтобы произошла адгезия, необходимо сближение частиц. В сближении частиц взвеси с зернами фильтрующего материала участвуют гравитационные силы и силы инерции. При малой скорости фильтрация наибольшую роль играют силы тяжести. При увеличении скорости движения жидкости по каналам между зернами частицы взвеси, двигаясь по инерции, отклоняются от направления движения жидкости и подходят к зернам фильтрующего материала. Если взвешенные частицы и фильтрующий материал имеют заряды разных знаков, то в процессе сближения участвуют и электростатические силы.

Различают два режима фильтрации через слой зернистого материала: медленный и быстрый. Для медленной фильтрации характерны крайне низкие скорости и, следовательно, очень большие площади фильтрации, измеряемые тысячами квадратных метров. В практике указанный метод применяется при фильтрации загрязненных вод, содержащих большое количе-

ство моющих веществ, например воды спецдушевых, через песчаный грунт – так называемые поля фильтрации. При медленном просачивании воды через слой песка или грунта в самом верхнем слое толщиной несколько сантиметров на поверхности песчинок образуется тонкая илистая пленка, состоящая из биологической массы – продуктов жизнедеятельности микроорганизмов. Эта пленка выполняет основную функцию по очистке воды от органических и радиоактивных загрязнений. Очистка осуществляется за счет как простого фильтрования взвешенных радиоактивных частиц, так и сорбции и биологического поглощения растворенных и коллоидных радионуклидов.

Недостатком медленной фильтрации является большое количество радиоактивного грунта из верхнего слоя, сбор и удаление которого на захоронение составляет серьезную техническую трудность.

Очистка методом быстрой фильтрации осуществляется за счет пропуска воды под напором, создаваемым внешним источником (насосом), через слой либо крупнозернистого (насыпные фильтры), либо порошкообразного (намывные фильтры) фильтрующего материала. Выпускаемые промышленностью крупнозернистые фильтрующие материалы имеют размер частиц от 0,3 до 1,5-2,0 мм, порошкообразные 0,04-0,08 мм.

При быстрой фильтрации хорошо удаляются только радионуклиды, предварительно связанные с хлопьями коагулянта или сорбированные на продуктах коррозии, например оксидах железа. Поэтому быстрая фильтрация используется чаще всего совместно с объемной коагуляцией в качестве предварительной ступени очистки. Хорошо сорбируются радионуклиды коррозионного и осколочного происхождения, находящиеся в мелкодисперсном или гидролизованном состоянии: хром, марганец, железо, медь, цирконий, лантан, церий, коэффициент очистки от которых составляет 15–20. Много хуже удаляются радионуклиды, находящиеся в ионном состоянии: натрий, кобальт, стронций, рутений, йод, цезий, барий. При использовании в качестве фильтрующего материала активированного угля степень очистки от радионуклидов рутения и йода повышается и составляет соответственно около 95 и 83 % (K_{20} и 6). Коэффициент очистки при быстрой фильтрации зависит от активности исходной воды и возрастает с ее увеличением.

Для более эффективной очистки воды фильтрующий материал должен иметь максимально высокое сродство к продуктам коррозии и высокую пористость. Этим условиям удовлетворяют используемые в атомной энергетике материалы: перлит и диатомит, активированный уголь и искусственные высокотемпературные сорбенты. Эффективно удаляют взвешенные вещества материалы, вблизи поверхности которых ча-

стицы взвеси теряют свой электрический заряд, в результате чего улучшаются условия их слипания и образования более крупных частиц. Примером таких материалов являются иониты, вблизи поверхности которых имеется диффузионный слой противоионов. Так как эти частицы продуктов коррозии имеют, как правило, отрицательный заряд, в качестве загрузки механических фильтров должны использоваться катиониты, причем предпочтение должно быть отдано материалам с развитой поверхностью, например сульфоуглю.

Использование анионитов менее эффективно, так как в их диффузионном слое отрицательно заряженные частицы получают дополнительный заряд, что приводит к их взаимному отталкиванию и проскоку через фильтрующий материал. Хорошим фильтрующим материалом для механических фильтров в условиях АЭС является смешенная загрузка (катионит плюс анионит), хорошо задерживающая частицы продуктов коррозии, имеющих как отрицательный, так и положительный заряд.

В процессе улавливания взвешенных частиц фильтрующий материал загрязняется, в результате чего возрастает гидравлическое сопротивление фильтрующего слоя или наблюдается проскок взвешенных частиц в фильтрат. Последнее характерно для активированного угля и искусственных высокотемпературных сорбентов.

Для удаления загрязнений фильтрующий материал промывается током воды снизу вверх с расходом, обеспечивающим расширение загрузки примерно в 1,5 раза, что позволяет зернам фильтрующего материала свободно перемещаться в потоке воды. Отмывающиеся с поверхности зерен частицы загрязнений и измельченные частицы фильтрующих материалов удаляются вместе с водой. Для повышения эффективности промывки и снижения расхода промывочной воды производится взрыхление фильтрующего материала сжатым воздухом.

Загрязненный фильтрующий материал намывных фильтров не промывается, а совместно с радиоактивными загрязнениями удаляется на захоронение. Высокотемпературные сорбенты помимо водной промывки подвергаются химической регенерации растворами кислот. Периодической регенерации подвергаются также катиониты в механических фильтрах [51].

Схема обработки воды с использованием метода фильтрации на насыпных фильтрах приведена на рисунке 4.6 [51]. Исходная вода подается на фильтры 4, включенные параллельно. Фильтры могут работать совместно или очередно. Фильтрующим материалом является катионит КУ-2-8 или сульфуголь. Очищенная вода направляется на дальнейшую обработку, а загрязняющие вещества удаляются из фильтра; при промывке через него пропускается несколько минут промывочная вода со сбросом в спецканализацию. При невоз-

возможности дальнейшего использования фильтрующего материала он удаляется на захоронение.

Контроль за работой установки осуществляется по прозрачности воды до и после очистки, а также по перепаду давления на фильтре и общему количеству обработанной воды. При обезжелезивании воды на механических фильтрах, загруженных сульфоуглем, последний показатель имеет основное значение: после пропуска через фильтр 50 тыс. м³ воды на 1 м³ сульфоугля фильтр подвергается промывке. Эта схема применена на установке СВО-4 унифицированного блока с РБМК-1000 и установках СВО-3÷6 энергоблока с ВВЭР-1000.

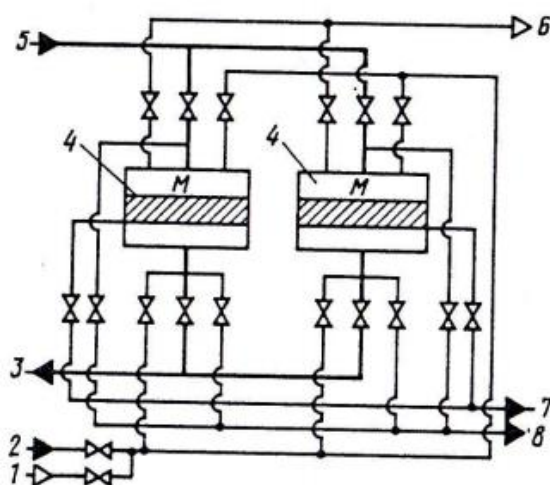


Рис. 4.6 Схема очистки воды методом фильтрации на насыпном фильтре:

1 – сжатый воздух; 2 – промывочная вода; 3 – выход очищенной воды; 4 – механический фильтр; 5 – вход обрабатываемой воды; 6 – сдвух; 7 – пневмо-гидровыгрузка отработанного фильтрующего материала; 8 – спецканализация

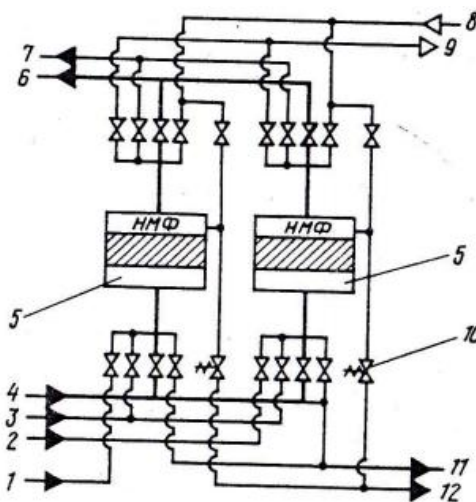


Рис. 4.7 Схема очистки воды с использованием метода фильтрации на намывных фильтрах:

1 – дезактивирующий раствор; 2 – суспензия фильтроперлита; 3 – промывочная вода; 4 – вход обрабатываемой воды; 5 – намывной механический фильтр; 6 – выход очищенной воды; возврат воды при намыве фильтрующего слоя; 8 – сжатый воздух; 9 – сдвух; 10 – быстродействующий клапан; 11 – пульпа отработанного фильтроперлита; 12 – спецканализация

Схема очистки воды с использованием метода фильтрации на намывных фильтрах приведена на рисунке 4.7. Исходная вода подается на намывные фильтры 5, работающие поочередно. Фильтрующий материал, в основном фильтроперлит, подается для намыва в виде суспензии со специальной установки. Отработанный фильтрующий материал вместе с загрязнениями удаляется на захоронение. Очищенная вода при необходимости направляется на дальнейшую обработку.

Предусмотрен подвод дезактивирующих растворов для проведения химической регенерации фильтров. Контроль работы установки проводится по прозрачности воды, содержанию продуктов коррозии и масла в воде до и после очистки, а

также по перепаду давления на фильтре. Эта схема обработки воды применена на установках СВО-2, 3, 5, 6 энергоблока с РБМК-1000 [51].

Схема очистки воды от органических веществ (в основном масла) с использованием метода фильтрации приведена на рисунке 4.8. Исходная вода подается на сорбционные угольные фильтры 1, включенные последовательно для получения более высокой степени очистки. В схеме может быть установлен только один фильтр, если содержание органических веществ невелико. Фильтрующим материалом является активированный уголь. Так как сорбция масла активированным углем возрастает с повышением температуры, на фильтры подается горячая вода, в основном дистиллят выпарных аппаратов.

После фильтров температура очищенной воды снижается в охладителе 7 до 40–50°C, так как дальнейшая обработка проводится, как правило, на ионитных фильтрах. Загрязненный активированный уголь периодически взрыхляется водой для снижения гидравлического сопротивления загрузки. После истощения сорбционной способности активированный уголь удаляется на захоронение.

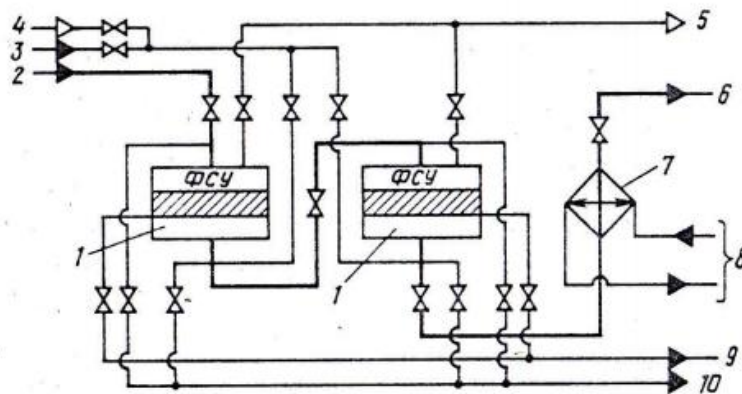


Рис. 4.8 Схема очистки воды методом фильтрации на сорбционном фильтре:

1 – сжатый воздух; 2 – промывочная вода; 3 – выход очищенной воды; 4 – механический фильтр; 5 – вход обрабатываемой воды; 6 – сдвуха; 7 – пневмо-гидровыгрузка отработанного фильтрующего материала; 8 – спецканализация

Контроль работы установки производится по содержанию масла в воде до и после очистки и по перепаду давления на фильтре. Эта схема применена на установке СВО-4 энергоблока с РБМК-1000 и установках СВО-3 и СВО-7 энергоблока с ВВЭР-1000.

Насыпные фильтры в зависимости от загруженного фильтрующего материала используют для очистки радиоактивных вод от механических, коллоидных и ионных примесей [81]. Одновременно проводится удаление из воды радионуклидов. Коэффициент очистки насыпных фильтров по механическим примесям равен 2,5–3, по коллоидным (масло) 2–2,5, по ионным примерно 10. Коэффициент очистки по активным примесям изменяется от 10 (радионуклиды хрома, марганца, меди, железа) до 10^2 – 10^4 (натрий, стронций, йод, цезий). Благодаря простоте конструкции и надежности работы насып-

ные фильтры являются наиболее распространенным оборудованием в схемах обработки радиоактивных вод.

Насыпной фильтр (рис. 4.9) представляет собой цилиндрический сосуд 8, как правило, вертикального типа, со сферическими крышкой 6 и дном 1.

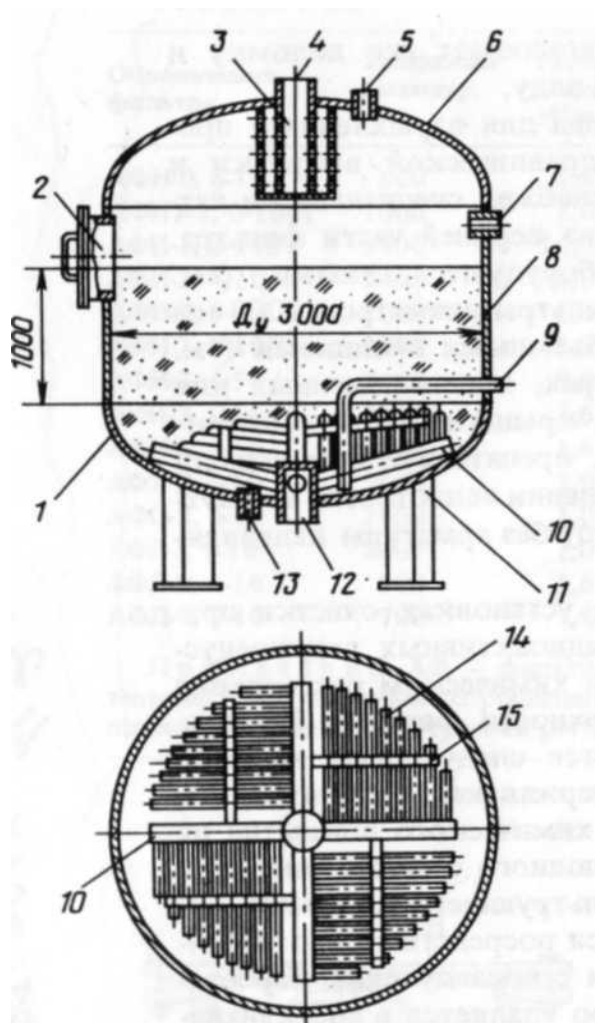


Рис 4.9 Фильтр ионообменный АФИ-3,0-16:

1 – днище; 2 – лаз; 3 – верхнее распределительное устройство; 4 – вход обрабатываемой воды и выход грязной воды при промывке; 5 – сдувка; 6 – крышка; 7 – гидрозакгрузка ионитов; 8 – корпус; 9 – гидровыгрузка ионитов; 10 – коллектор нижнего распределительного устройства; 11 – опора; 12 – выход очищенной и вход промывочной воды; 13 – полное опорожнение при дезактивации; 14 – щелевая труба; 15 – накладка.

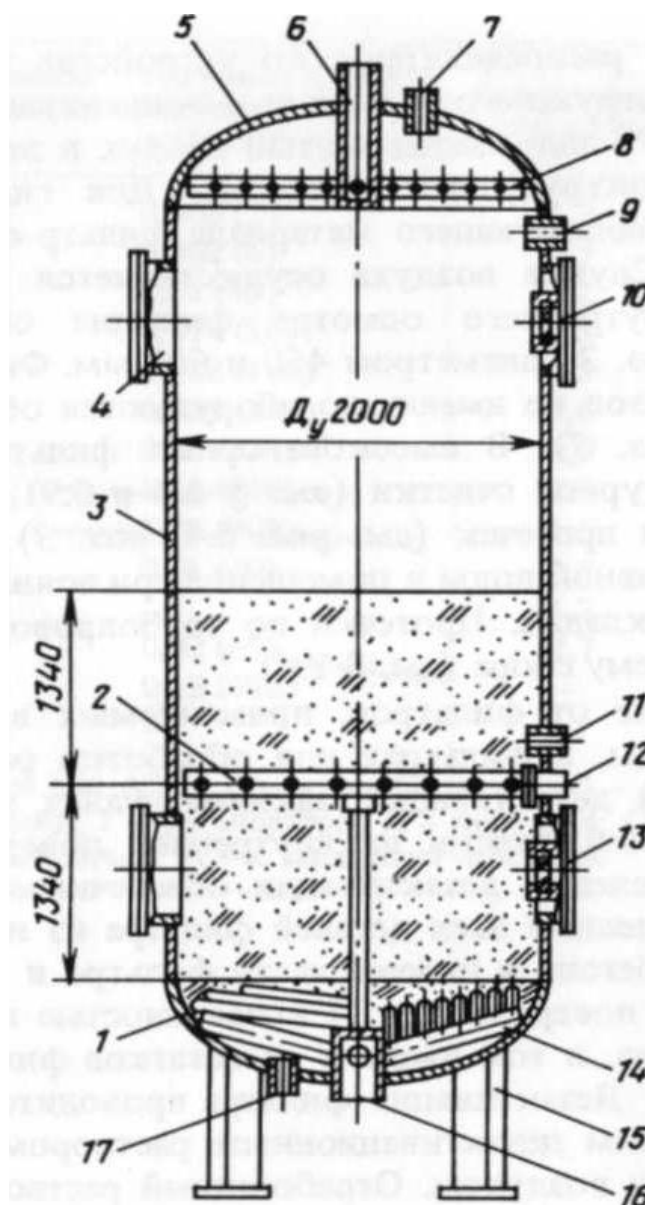


Рис. 4.10 Фильтр-регенератор АФР-2,0-10:

1 – днище; 2 – среднее распределительное устройство; 3 – корпус; 4 – лаз; 5 – крышка; 6 – вход щелочного раствора и выход грязной воды; 7 – сдвук; 8 – верхнее распределительное устройство; 9 – гидрозагрузка ионитов; 10 – смотровое окно; 11 – гидровыгрузка ионита; 12 – выход отработанных растворов и отмывочной воды; 13 – крышка; 14 – нижнее распределительное устройство; 15 – опора; 16 – вход кислотного раствора и промывочной воды; 17 – гидровыгрузка катионита и полное опорожнение фильтра

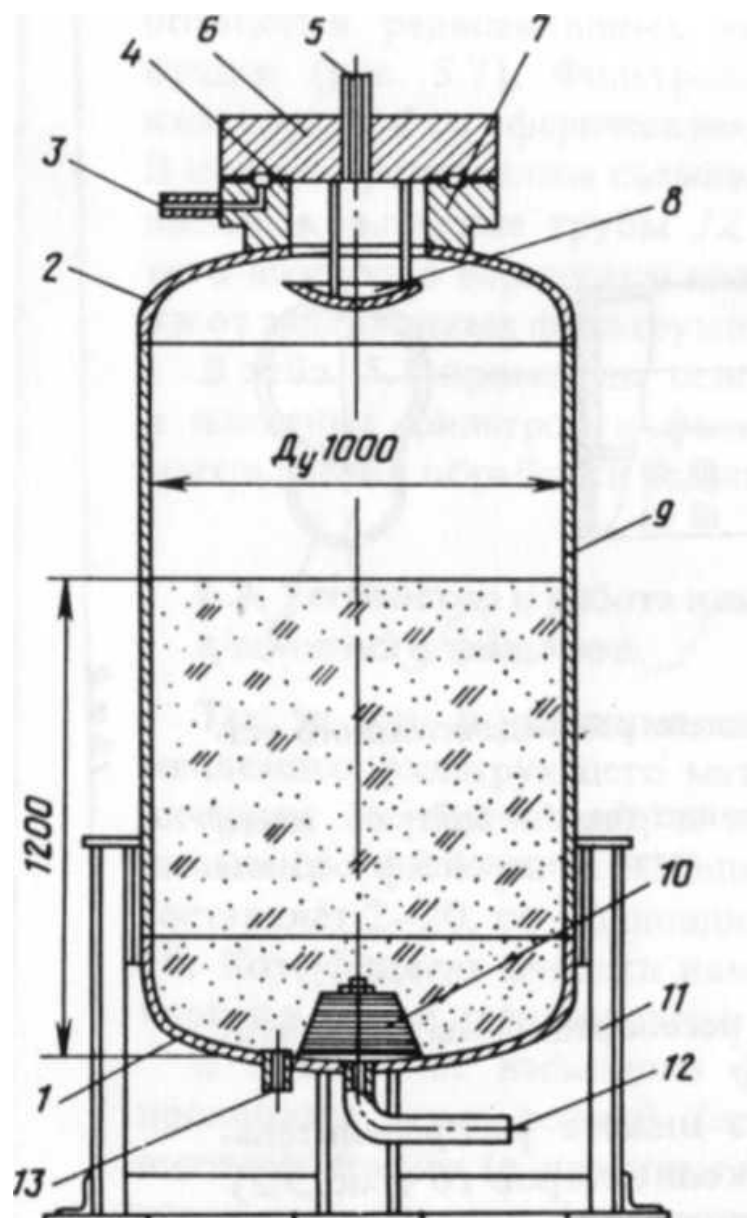


Рис. 4.11 Фильтр ионообменный АФИ-1,0-140:

1 – днище; 2 – крышка; 3 – выход протечек; 4 – прокладка; 5 – вход обрабатываемой воды и загрузка фильтрующих материалов; 6 – крышка лаза; 7 – лаз; 8 – верхнее распределительное устройство; 9 – корпус; 10 – нижнее распределительное устройство; 11 – опора; 12 – выход очищенной воды; 13 – выгрузка фильтрующего материала и полное опорожнение фильтра

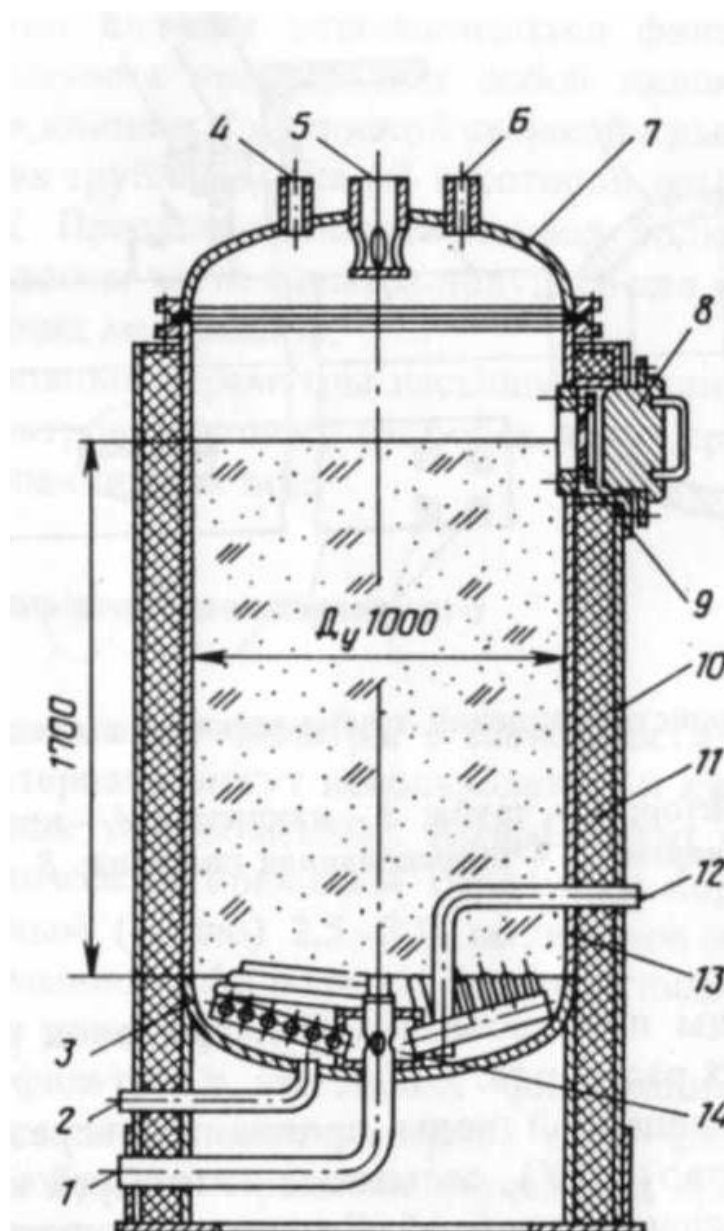


Рис. 4.12 Фильтр ионитный и угольный с защитным кожухом АФИУ-1.0-10-К:

1 – выход очищенной воды и вход промывочной воды; 2 – полное опорожнение фильтра; 3 – днище; 4 – гидрозагрузка фильтрующих материалов; 5 – верхнее распределительное устройство; вход обрабатываемой и выход грязной воды; 6 – сдувка; 7 – крышка; 8 – пробка защитная; 9 – смотровое окно; 10 – кожух; 11 – дробь; 12 – гидровыгрузка фильтрующих материалов; 13 – корпус; 14 – нижнее распределительное устройство

Ввод воды в фильтр осуществляется через верхнее распределительное устройство, которое может представлять собой систему дырчатых труб 8 (рис. 4.10), расположенных в виде лучей, либо отбойный щиток 8 (рис. 4.11), либо патрубок с окнами 3 (рис. 4.9) и 5 (рис. 4.12). Через верхнее распределительное устройство проводится также удаление грязной воды при промывке фильтра, ввод регенерационных и дезактивирующих растворов.

Выход очищенной воды проводится через нижнее распределительное устройство (НРУ), состоящее из четырех коллекторов 10 (рис. 4.9) и набора щелевых труб 14. С целью использования сферической части фильтра щелевые трубы располагаются наклонно под углом 15° к горизонтальной поверхности. НРУ должно препятствовать поступлению фильтрующего материала в очищенную воду и выдерживать нагрузку, возникающую за счет уплотнения фильтрующего материала при значительных перепадах давления на фильтре.

Для выполнения первого условия отверстия в трубах закрываются штампованной пластиной 7, имеющей вид перевернутого желобка со щелями шириной $0,4 \pm 0,1$ мм. Желобок крепится к трубе с помощью контактной сварки. Во время монтажа и ремонта фильтра должен осуществляться тщательный контроль за прочностью крепления желобков к трубам и труб к коллекторам. Особое внимание следует обращать на отсутствие щелей и зазоров в месте крепления желобков.

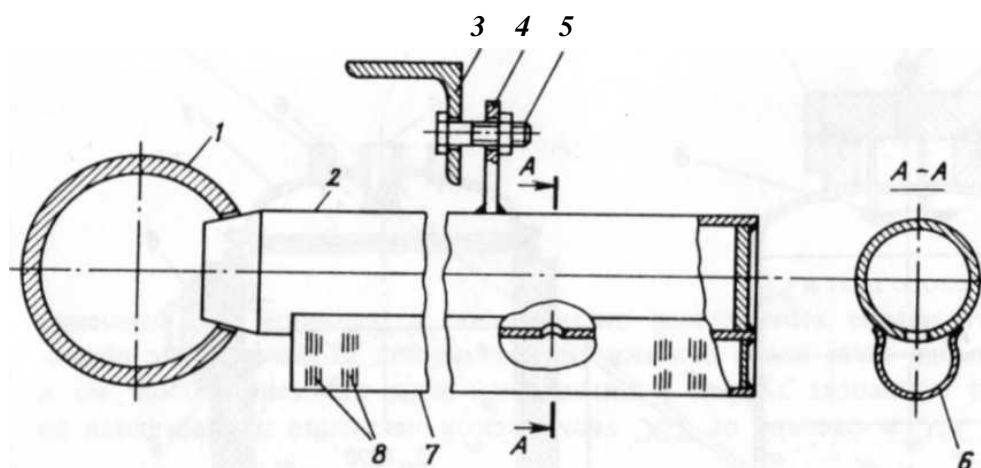


Рис. 4.13 Устройство щелевой трубы нижнего и среднего распределительного устройства:

1 – коллектор; 2 – труба; 3 – накладка; 4 – кронштейн; 5 – болт; 6 – место контактной сварки; 7 – штампованная пластина; 8 – щели шириной $0,4 \pm 0,1$ мм

Выполнение второго условия достигается жестким креплением коллекторов и щелевых труб к днищу фильтра с помощью накладок и кронштейнов (см. рис. 4.13, поз. 3 и 4) и (рис. 4.9, поз. 15). Во время монтажа и ремонта фильтра нужно обращать внимание на целостность крепления и отсутствие прогиба труб. В новых высоконапорных фильтрах (см. рис. 4.11) НРУ представляет собой усеченный конус 10, набранный из колец с фиксированным зазором между ними, равным 0,1-0,2 мм.

Такой тип распределительного устройства исключает его поломку и вынос фильтрующего материала в очищенную воду.

Через НРУ подводится сжатый воздух и вода для взрыхления и промывки фильтрующего материала. Для гидравлической выгрузки и загрузки фильтрующего материала фильтр

снабжен специальными патрубками. Сдувка воздуха осуществляется из верхней части фильтра.

Для внутреннего осмотра фильтры оборудуются лазами (см. рис. 4.9; поз. 2) диаметром 450 и 600 мм. Фильтры диаметром 1000 мм и менее лазов не имеют, но оборудуются объемными крышками (см. рис. 4.12, поз. 7). В высоконапорных фильтрах, предназначенных для внутриконтурной очистки, крышки лазов снабжаются отводом протечек, препятствующим выходу высокоактивной воды в помещение при появлении неплотности во внутренней прокладке. Протечки по трубопроводу без арматуры направляются в систему сбора.

В отличие от фильтров, применяемых в установках очистки природной воды, в фильтрах для обработки радиоактивных вод предусматривается дезактивация, заключающаяся в химическом растворении радиоактивной пленки на внутренней поверхности фильтра. Возможность проведения дезактивации обеспечивается следующими мерами: 1) изготовлением всех деталей фильтра из нержавеющей стали; 2) отсутствием бетона в нижней части фильтра и химического покрытия на внутренней поверхности; 3) возможностью полного опорожнения корпуса фильтра, в том числе и от остатков фильтрующего материала, помимо НРУ. Дезактивация фильтра проводится посредством его заполнения горячим дезактивационным раствором с последующим барботажем сжатым воздухом. Отработанный раствор удаляется в спецканализацию.

В ионитных ФСД с внутренней регенерацией и фильтрах-регенераторах (ФР) (см. рис. 4.10) дополнительно устанавливается среднее распределительное устройство 2, состоящее из коллектора и щелевых труб. ФР имеют большую по сравнению с рабочими фильтрами высоту с целью более полного разделения ионитов перед регенерацией. Для контроля за высотой фильтрующего материала в ФР устанавливаются смотровые окна 10, которые в нерабочем положении закрываются крышками 13. Смотровыми окнами оборудуются и фильтры диаметром 1000 мм (см. рис. 4.12, поз. 2).

Фильтры для обработки радиоактивных вод устанавливаются, как правило, в необслуживаемых помещениях (боксах), стены которых играют роль биологической защиты. При установке фильтров в обслуживаемых помещениях (очистка малоактивных вод) фильтры снабжаются защитным кожухом (см. рис. 4.12, поз. 10), в который засыпается чугунная дробь 11, играющая роль биологической защиты.

Для предупреждения поступления фильтрующего материала в очищенную воду при нарушении целостности НРУ на выходе всех установок обработки радиоактивных вод должны устанавливаться фильтры-ловушки (рис. 4.14). Фильтр-ловушка представляет собой цилиндрический корпус 4 со сферическим днищем 2 и плоской съемной крышкой 6. В корпусе установлена съемная трубная доска 10, в которой закреплены щелевые дырчатые трубы 12. Предусматривается подвод

воды и сжатого воздуха в верхнюю и нижнюю части фильтра-ловушки для промывки от задержанных фильтрующих материалов.

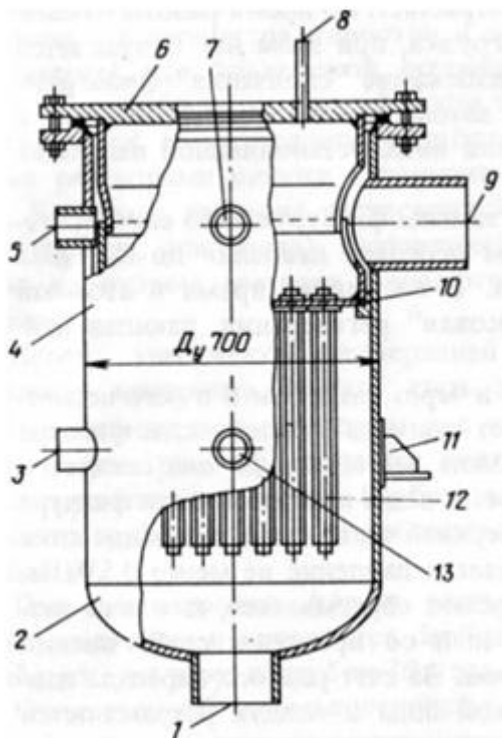


Рис. 4.14 Фильтр-ловушка зернистых материалов АЛФ-0,7-16:

1 – вход очищенной воды; 2 – днище; 3 – выход сжатого воздуха; 4 – корпус; 5 – вход сжатого воздуха; 6 – крышка; 7 – вход промывочной воды; 8 – сдувка; 9 – выход очищенной воды; 10 – трубная доска; 11 – опора; 12 – щелевая труба; 13 – выход промывочной воды.

Так же как и насыпные, намывные фильтры в зависимости от применяемого фильтрующего материала могут использоваться и как механические (сорбционные), и как ионообменные. Коэффициент очистки намывного фильтра по механическим примесям (продукты коррозии) составляет 2–20, по коллоидным (масло) 2,5–3,0, по ионным не менее 10. Коэффициент очистки намывного фильтра от радионуклидов изменяется в тех же пределах, что и насыпного [81].

В таблице 4.6 приведены основные параметры насыпных механических и ионитных фильтров и фильтров-ловушек, наиболее часто применяемых в схемах обработки радиоактивных вод.

Таблица 4.6 Основные параметры насыпных фильтров

Обозначение фильтра	Условный диаметр, мм	Расчетное давление, МПа	Расчетная производительность, м ³ /с // м ³ /час _с	Высота фильтрующего слоя, м
АФИ-а 6-16	600	1,6	0,006(2)	1,2
АФИУ-1, 0-10-К	1000	1,0	0,002 (6)	1,7
АФИ-1, 0-140	1000	14,0	0,01 (40)	1,2
АФИ-1, 4-10	1400	1,0	0,014(50)	1,5
АФИ-2, 0-10	2000	1,0	0,028(100)	1,5
АФИ-2, 0-1 0Сд	2000	1,0	0,028 (100)	1,6
АФИ-2, +90	2400	9,0	0,06(225)	1,0
АФИ-3, 0-16	3000	1,6	0,15 (540)	1,0
АФИ-3, 4-16	3400	1,6	0,25 (900)	1,0
АФУ-2, 6-10	2600	1,0	0,01 (40)	2,5
АФа2, 6-10	2600	1,0	-	1,2
АФР-2, 0-10	2000	1,0	0,02(65)	2,7
АФЛ-0, 5-16	500	1,6	0,18 (640)	-
АФЛ-0, 7-16	700	1,6	-	-

Примечание. АФ – фильтры для АЭС; И – ионообменный; О – осветлительный; У – угольный (сорбционный); Р – регенератор; Л – ловушка; Сд – смешанного действия с внутренней регенерацией; К – с защитным кожухом.

В отличие от насыпного фильтра в намывных фильтрация воды проводится через тонкий (несколько миллиметров) слой фильтрующего материала (в практике обработки радиоактивных вод АЭС чаще всего используются фильтроперлит и смесь порошкообразных ионитов в Н- и ОН-форме), который намывается на фильтрующие элементы (патроны). Разрабатываются намывные фильтры с использованием порошкообразного высокотемпературного сорбента. Благодаря большой фильтрующей поверхности (суммарная поверхность патронов)

намывные фильтры имеют меньшие по сравнению с насыпными фильтрами габариты. По этой же причине скорость фильтрации в намывных фильтрах на порядок ниже, чем в насыпных, следствием чего является более высокая степень очистки.

Фильтрующий материал в намывных фильтрах не восстанавливается, а после загрязнения или истощения смывается встречным потоком воды и удаляется в виде пульпы на захоронение. Объем ЖРО от намывных фильтров примерно в три раза меньше объема ЖРО от насыпных фильтров той же производительности, что является важным преимуществом намывных фильтров при использовании их в схемах обработки радиоактивных вод АЭС.

К недостаткам намывного фильтра относится более сложная конструкция и работа, связанная с необходимостью предварительного намыва и периодического удаления фильтрующего слоя, а также более низкая надежность, обусловленная «сползанием» фильтрующего слоя с патронов даже при кратковременном прекращении подачи воды, а также вследствие увеличения массы фильтрующего слоя за счет сорбирования загрязнений. Тем не менее, благодаря меньшим габаритам, высокому коэффициенту очистки, меньшему объему ЖРО, возможности полной автоматизации и работы при высокой температуре воды намывные фильтры находят применение в схемах обработки радиоактивных вод АЭС.

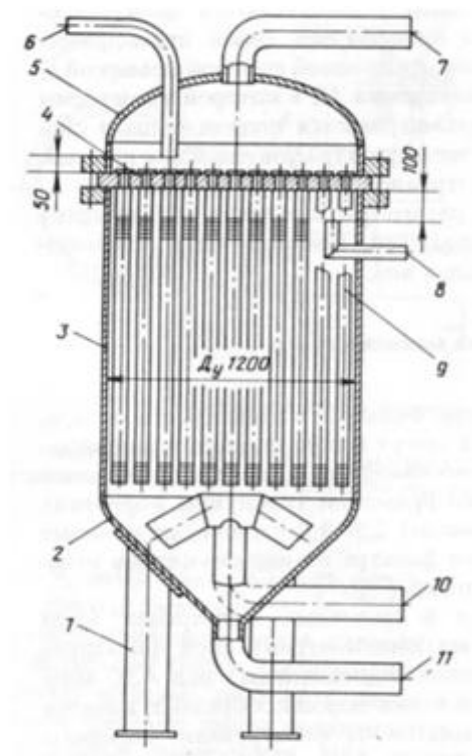


Рис. 4.15 Фильтр намывной АФНм-1,2-10:

1 – опора; 2 – днище; 3 – корпус; 4 – трубная доска; 5 – крышка; 6 – слив воды перед «шоковой» регенерацией; 7 – выход очищенной воды; 8 – сброс сжатого воздуха при «шоковой» регенерации; 9 – фильтрующий элемент; 10 – вход обрабатываемой воды; 11 – удаление отработанного фильтроперлита и вход в суспензии при намыве фильтрующего слоя

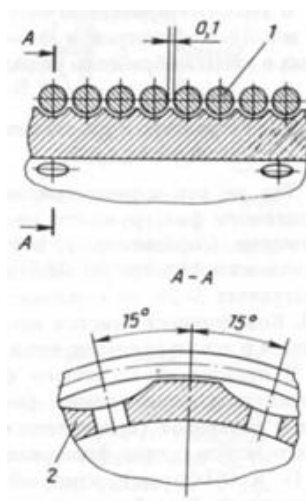


Рис. 4.16 Фильтрующий элемент (патрон):

1 – проволока; 2 – дырчатая труба

Намывной фильтр (рис. 4.15) состоит из корпуса 3 с коническим приварным днищем 2 и объемной сферической крышкой 5; у фильтров диаметром 800 и 400 мм днища также изготавливаются сферическими. Между корпусом и крышкой установлена трубная доска 4, в которой закреплены фильтрующие элементы 9.

Фильтрующий элемент (рис. 4.16) представляет собой дырчатую трубу, обвитую проволокой. Диаметр проволоки и шаг навивки выбираются таким образом, чтобы зазор между витками был равен 0,1 мм. Для подвода и отвода воды, сжатого воздуха и пульпы фильтрующего материала фильтр снабжен патрубками. Все элементы фильтра изготавливаются из нержавеющей стали.

Работа фильтра начинается с намыва фильтрующего слоя, для чего через фильтр снизу пропускается пульпа фильтрующего материала, которая готовится на специальной установке размешиванием в воде порошкообразного фильтрующего материала до концентрации примерно 2,5 г/л. Намыв продолжается до полного осветления воды, возвращаемой на установку приготовления пульпы. Расход фильтрующего материала составляет примерно 600 г/м² фильтрующей поверхности. В процессе намыва в нижнюю часть фильтра подается обрабатываемая вода, первые порции которой также сбрасываются на установку приготовления пульпы. После достижения примерно 50% номинальной нагрузки на фильтре намыв

отключается.

В намывном фильтре очистка воды в основном проводится наружной частью фильтрующего слоя, которая быстро загрязняется, и гидравлическое сопротивление фильтра возрастает. Во время работы намывного фильтра контролируется его нагрузка, при этом не допускается ее снижение более чем на 50% во избежание «сползания» фильтрующего слоя. Нагрузка, как правило, автоматически поддерживается в заданных пределах, а при ее снижении ниже установленной величины фильтр автоматически отключается.

Критерием отключения фильтра и замены фильтрующего слоя (регенерации) является увеличение на нем перепада давления до 0,5 МПа или истощение ионообменной смолы. В настоящее время в атомной энергетике находит применение «шоковая» регенерация, дающая наименьшее количество ЖРО.

Фильтр (см. рис. 4.15) отключается, и через патрубок 8 в него подается сжатый воздух, который вытесняет воду из нижней части фильтра через фильтрующие элементы в верхнюю часть, откуда она сливается через патрубок 6. После снижения уровня воды в нижней части фильтра на 100 мм ниже трубной доски, а в верхней части на 50 мм выше слив воды прекращается, а в фильтре создается давление не менее 0,5 МПа. Затем под трубной доской давление резко сбрасывается, для чего патрубок 8 через электромагнитный клапан со време-

нем срабатывания около 0,15 с сообщается с атмосферой. За счет резкого перепада давления находящиеся над трубной доской вода и воздух устремляются через фильтрующие элементы в нижнюю часть фильтра, происходит гидравлический удар («шок»), в результате которого фильтрующий слой малым количеством воды удаляется со всей поверхности фильтрующих элементов и вместе с водой через патрубок 11 направляется на захоронение. Для более полного удаления остатков фильтрующего материала регенерация повторяется. На очищенную фильтрующую поверхность производится намыв свежего фильтрующего слоя, и фильтр включается в работу. Выполнение всех операций по намыву фильтрующего слоя, включению фильтра в работу и его регенерация, как правило, полностью автоматизируются.

Периодически (через 40–60 фильтроциклов) проводится химическая промывка (регенерация) намывного фильтра, целью которой является химическое растворение прочно сцепленных с фильтрующими элементами продуктов коррозии и остатков фильтрующих материалов. Критерием для химической регенерации является перепад давления на «чистом» фильтре, равный более 0,05 МПа. Химическая регенерация заключается в поочередной обработке фильтрующих элементов горячими растворами щелочи с перманганатом калия и щавелевой кислоты. В первом растворе растворяются остатки фильтрующего материала (перлита, диатомита), составляющие

в основном из диоксида кремния, во втором растворе – продукты коррозии, в основном оксиды железа.

Перед химической регенерацией фильтр освобождается от фильтрующего материала, нижняя часть до уровня 100 мм ниже трубной доски заполняется раствором и с целью перемешивания через патрубок 7 (см. рис. 4.15) подается сжатый воздух, который посредством фильтрующих элементов барботируется через раствор и удаляется через патрубок 8. Слив отработанного раствора проводится через патрубок 11.

При дезактивации фильтр полностью заполняется дезактивационным раствором и проводится барботирование сжатым воздухом, который подается через патрубок 10 и выходит через патрубок 7.

Отечественной промышленностью для АЭС выпускаются намывные фильтры различной производительности (табл. 4.7).

Таблица 4.7 Основные характеристики намывных фильтров различной производительности

Марка фильтра	Условный диаметр, мм	Расчетное давление, МПа	Площадь фильтрации, м ²	Производительность, м ³ /с (м ³ /ч)
АФНм-0, 4-10	400	1,0	2	0,0028 (10)
АФНм-0, 8-10	800	1,0	13	0,014 (25)
АФНм-1, 2-10	1200	1,0	25	0,028 (100)

Примечание. АФ – фильтр для АЭС; Нм – намывной

Магнитный (МФ) и электромагнитный (ЭМФ) фильтры предназначены исключительно для удаления' из воды продуктов коррозии, в основном оксидов железа, находящихся в дисперсной форме. В настоящее время применение МФ и ЭМФ ограничено обезжелезиванием конденсата и питательной воды. Наиболее полно в МФ и ЭМФ задерживаются магнитные оксиды (Fe_3O_4 , $\gamma\text{-Fe}_2\text{O}_3$), коэффициент очистки по которым равен 10-20, и значительно слабее немагнитные ($\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$, $\text{Fe}(\text{OH})_3$, $\text{Fe}_2(\text{CO}_3)_3$), коэффициент очистки по которым не превышает 5-7. Наряду с оксидами железа МФ и ЭМФ улавливают и оксиды цветных металлов: меди, цинка, хрома, никеля, коэффициент очистки по которым изменяется от 10 (CuO) до 50 (NiO).

Преимуществами МФ и ЭМФ являются большая скорость фильтрования и, как следствие, большая производительность при относительно малых габаритах (см. табл. 4.8), а также высокая рабочая температура (до 350°C), что позволяет использовать их для обезжелезивания питательной, а в перспективе – и циркуляционной воды.

МФ (рис. 4.17) состоит из корпуса 1, в центре которого установлен сердечник 2. На сердечнике крепятся фильтрующие элементы 3, выполненные в виде спиральных цилиндров из ленты толщиной 0,35 мм с выштампованными до разрыва металла выступами, которые образуют между витками спирали равномерные зазоры для прохождения обрабатываемой во-

ды, а также обуславливают наличие большого числа мест концентрации магнитного потока, что способствует удержанию насадкой магнитного потока, а это в свою очередь – удержанию насадкой магнитных оксидов.

Таблица 4.8 Основные характеристики электромагнитных фильтров различной производительности

Марка	Диаметр условный, мм	Производительность, м ³ /см (м ³ /ч)	Максимальная мощность солевода, кВт
АФЭм-0, 35-10 (25, 40)	350	0,028 (100)	16,2
АФЭм-0, 6-10 (25, 40)	600	0,084 (300)	23
АФЭм-0, 8-10 (25, 40)	800	0,14 (500)	29,3
АФЭм-1, 15-10 (25, 40)	1150	0,28 (1000)	46
АФЭм-1, 6-10 (25, 40)-I	1160	0,56 (2000)	70
АФЭм-1, 6-10 (25, 40)-II	1600	1,0 (3600)	140

Примечание. АФ – фильтр для АЭС; Эм – электромагнитный

Магнитное поле в насадке создается магнитной системой, состоящей из двух полуцилиндров 4, на внутренней поверхности которых наклеены постоянные магниты 5. Перемещение магнитной системы производится вращением полуцилиндра относительно осей 6 с помощью маховиков 7. В рабочем режиме магниты придвинуты к корпусу фильтра, при этом фильтрующие элементы намагничиваются и очищают воду от магнитных продуктов коррозии.

После насыщения фильтра (контроль производится по химическим анализам фильтрата) магниты отодвигаются от корпуса, а продукты коррозии смываются водой (гидропромывка) или водой с воздухом (пневмопромывка). Если указан-

ной промывки недостаточно (качество фильтрата не удовлетворяет нормам), производится промывка фильтра с использованием химических реагентов (щавелевая кислота, комплексоны и т.д.).

Преимуществом магнитного фильтра является простота конструкции и высокая экономичность, к недостаткам относится низкая эффективность из-за низкой плотности магнитного потока.

ЭФМ (рис. 4.18) состоит из цилиндрического корпуса 5 с приваренными сферическими днищем 14 и крышкой 6. Для осмотра и ремонта фильтр снабжен лазом 10, для подвода и отвода воды, для загрузки и выгрузки шариков – патрубками. Все элементы фильтра, соприкасающиеся с водой, изготавливаются из нержавеющей стали.

Вокруг фильтра располагается соленоид 12, питаемый постоянным током напряжением 500 В. Во избежание высокой теплопередачи между фильтром и соленоидом, а также с наружной стороны соленоида установлена термоизоляция 4. Фильтр устанавливается на фундамент с помощью опор 1 и снаружи для экранизации магнитного поля закрывается стальным кожухом 3, нижняя и верхняя части которого для прохода воздуха выполнены в виде дырчатого листа. Воздух, проходя за счет конвекции между фильтром и кожухом, охлаждает соленоид.

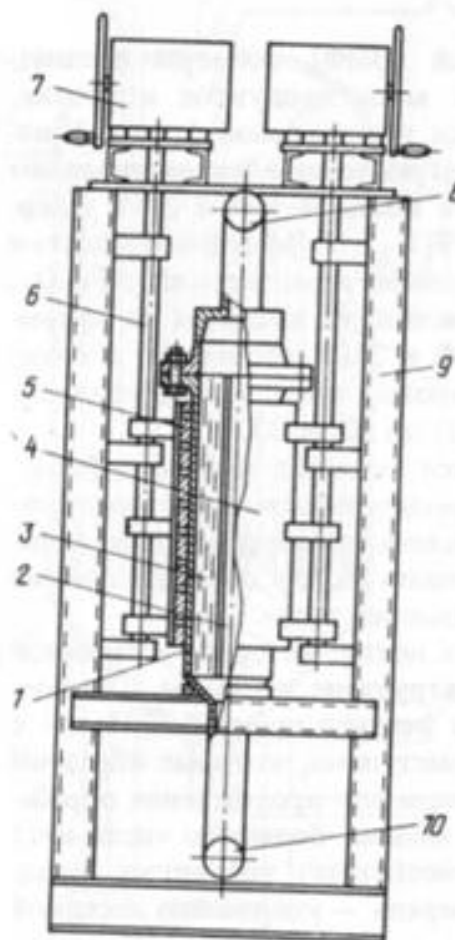


Рис. 4.17 Магнитный фильтр:

1 – корпус; 2 – сердечник; 3 – фильтрующие элементы; 4 – магнитная система; 5 – постоянный магнит; 6 – ось магнитной системы; 7 – редуктор для поворота магнитных систем; 8 – выход очищенной воды; 9 – рама; 10 – вход обрабатываемой воды

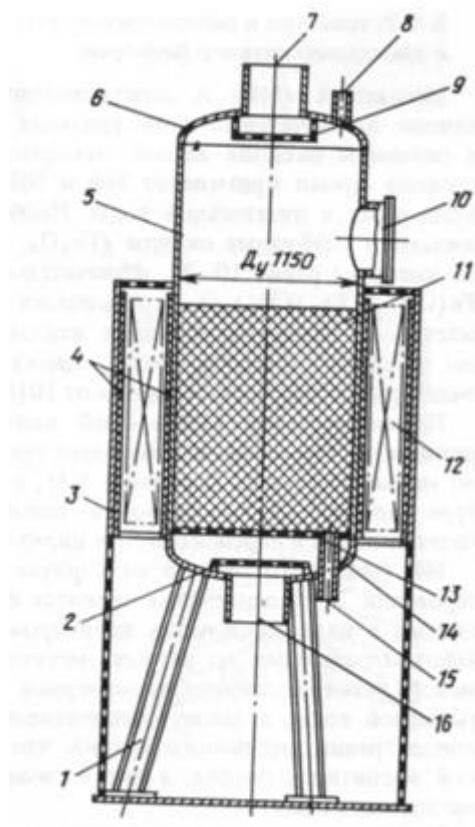


Рис. 4.18 Электромагнитный фильтр АФЭм-1,5-10:

1 – опора; 2 – нижнее распределительное устройство; 3 – кожух; 4 – термоизоляция; 5 – корпус; 6 – крышка; 7 – выход очищенной воды и грязной воды при промывке; 8 – загрузка шариков; 9 – верхнее распределительное устройство; 10 – лаз; 11 – шариковая загрузка; 12 – соленоид; 13 – дырчатый лист; 14 – днище; 15 – выгрузка шариков; 16 – вход обрабатываемой воды

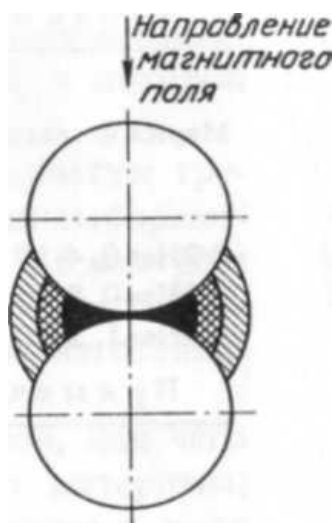


Рис. 4.19 Расположение оксидов железа между шариками в электромагнитном фильтре

Внутри фильтра на дырчатый лист 13 насыпаются шарики 11. Верхнее 9 и нижнее 2 распределительные устройства выполнены также в виде дырчатых листов. В качестве загрузки для ЭМФ наибольшее применение нашли стальные шарики диаметром 6–7 мм. С уменьшением размера шариков возрастает эффективность обезжелезивания, но возрастает и стоимость загрузки, и перепад давления на фильтре. Наиболее удобны шарики, содержащие до 50% никеля, но их использование ограничено высокой стоимостью. Поэтому в воде, не содержащей кислорода, можно использовать шарики из мягкого железа. Использование для загрузки стальной стружки дает хорошие результаты по степени обезжелезивания, но стружка плохо отмывается, примерно на 60%.

Оксиды железа располагаются между шариками в виде концентрических сфер (рис. 4.19), причем после заполнения пространства между шариками ЭМФ работает как механический фильтр, при этом коэффициент очистки по всем оксидам, включая и немагнитные, примерно одинаков.

Степень обезжелезивания зависит от железоемкости фильтра (количество оксидов железа, приходящихся на 1 кг шаровой загрузки). Увеличение железоемкости приводит к замыканию магнитного потока, и коэффициент очистки фильтра снижается. До величины железоемкости 2 г/кг коэффициент очистки снижается плавно примерно до двух. Практически железоемкость ЭМФ равна 1,5 г/кг, что для фильтра с произ-

водительностью 0,28 м³/с (1000 м³/ч) составляет 9 кг.

Высота шаровой загрузки мало влияет на степень обезжелезивания в диапазоне от 0,5 до 1 м. На промышленных ЭМФ высота слоя шариков принята равной 1 м. Коэффициент обезжелезивания мало зависит от скорости фильтрации и до величины 27 см/с практически не изменяется, но затем резко снижается. Оптимальная скорость фильтрации принята равной 30–40 см/с (1100–1450 м/ч).

Работа фильтра продолжается до увеличения гидравлического сопротивления или снижения степени обезжелезивания. Практически отключение фильтра на промывку производится несколько раньше (чтобы исключить проскок продуктов коррозии) при перепаде давлений до 0,2 МПа и снижении коэффициента очистки примерно на 30%. Промывка ЭМФ проводится обязательно при размагниченной шаровой загрузке той же водой, которая поступает на фильтр. Скорость воды при промывке должна обеспечить расширение шаровой загрузки и на практике принимается равной 22 см/с (800 м/ч), при этом загрузка расширяется примерно на 80%. Время промывки 1–2 мин.

Включение соленоида должно производиться после полного прекращения подачи промывочной воды во избежание зависания шариков, что может привести к ухудшению работы фильтра. Все операции по промывке ЭМФ, как правило, автоматизируются.

Недостатком ЭМФ является более сложная конструкция, высокая стоимость очистки из-за значительных расходов электроэнергии, дефицитность шариков для загрузки. Последнее в значительной степени ограничивает применение ЭМФ в схемах обработки воды на ТЭС и АЭС.

В таблице 4.8 приведены некоторые типы и основные характеристики ЭМФ с расчетным давлением 1,0, 2,5, 4,0 МПа для АЭС, осваиваемых по лицензиям.

Разрабатываются высокотемпературные фильтры нескольких видов: намывной, насыпной, радиальный. В промышленных условиях внедрен пока только насыпной фильтр [81].

Фильтр состоит из цилиндрического корпуса 1 (рис. 4.20) с эллиптическим днищем 6 и крышкой 2. Размер нижней части фильтра выполнен меньше для улучшения гидровыгрузки фильтрующего материала, и она снабжена фланцевым разъемом. Между фланцами зажата дренажная решетка 5, фильтрующие элементы которой представляют собой набор собранных в пакет пластин с зазором 0,3 мм. В более поздних конструкциях фильтры снабжены съемными крышками.

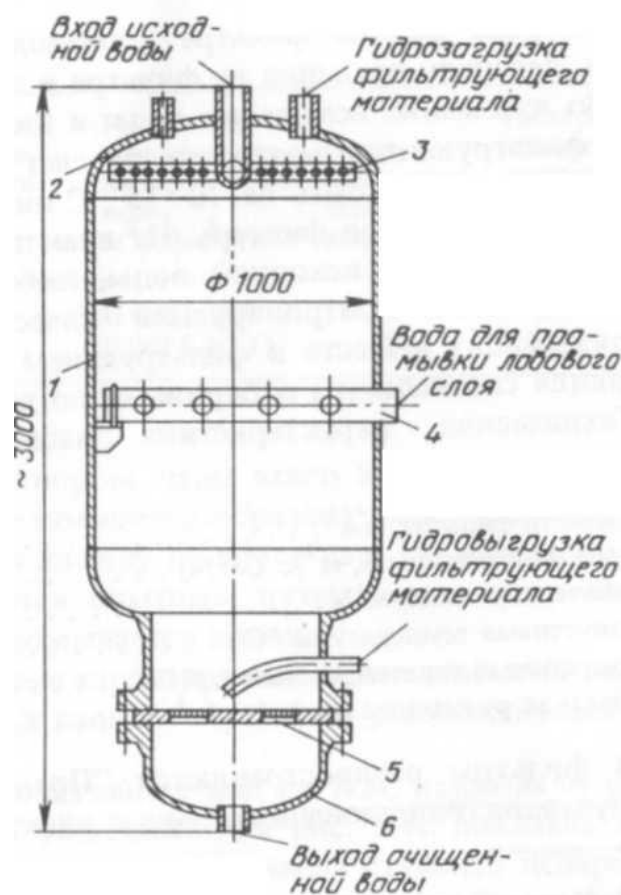


Рис. 4.20 Фильтр высокотемпературный:

1 – корпус; 2 – крышка; 3 – верхнее распределительное устройство; 4 – среднее распределительное устройство; 5 – дренажная решетка; 6 – днище

В верхней части корпуса расположено верхнее распределительное устройство 3, состоящее из коллектора и дырчатых труб, предназначенное для подачи исходной и удаления грязной воды при промывке фильтра. В средней части фильтра расположено среднее распределительное устройство 4, состоящее из коллектора и дырчатых труб с навитой на них проволокой (см. рис. 4.16). Зазор между витками проволоки равен 0,3 мм. Устройство предназначено для промывки верхнего (лобового) фильтрующего слоя. Материал фильтра – нержавеющая сталь.

Фильтр устанавливается на ламы; для подвода и отвода воды, загрузки и выгрузки фильтрующего материала и сдувки воздуха предусмотрены соответствующие штуцера. Фильтр загружается предварительно подготовленным высокотемпературным сорбентом. Сущность подготовки заключается в отмывке от мелкой фракции и последовательной обработке щелочью, азотной кислотой и аммиаком с целью удаления содержащихся в исходном материале примесей, в частности силикатов.

При увеличении перепада давления на фильтре выше допустимого или при проскоке продуктов коррозии проводится промывка фильтрующего слоя восходящим потоком воды. Так как загрязнения накапливаются в основном в лобовом слое, ограничиваются только его промывкой. Весь фильтрующий слой промывается в том случае, когда происходит проскок продуктов коррозии через фильтр. Когда водная промывка становится неэффективной (перепад давления промытого фильтра выше 0,05 МПа или содержание продуктов коррозии в фильтрате выше нормы), проводится химическая регенерация фильтрующего материала растворами щавелевой или азотной кислоты.

Контроль работы фильтра производится по температуре исходной воды, перепаду давления на фильтре и давлению воды на выходе фильтра. Во избежание вскипания воды в нижних слоях фильтра и разрушения фильтрующего материала за

счет кавитации температура исходной воды должна быть на 10–15°C ниже температуры насыщения при давлении на выходе фильтра. На практике это достигается либо повышением давления исходной воды, либо понижением ее температуры. Дополнительно контролируются качество фильтрата и содержание загрязняющих веществ в фильтрующем материале, пробы которого отбираются специальным отборником по всей высоте фильтрующего слоя.

Техническая характеристика насыпного высокотемпературного фильтра:

Диаметр фильтра, мм.....	1000
Производительность, м ³ /с (м ³ /ч).....	0,01-0,03 (40-100)
Рабочее давление, МПа.....	2,8
Допустимая температура, °C.....	200
Допустимый перепад давления, МПа.....	0,4
Объем загруженного сорбента, м ³	0,88

На фильтры распространяются «Правила устройства и безопасной эксплуатации оборудования атомных электростанций».

Ионный обмен широко применяется при обработке природной воды и конденсата на ТЭС и АЭС и подробно описан в соответствующей литературе. Сущность ионного обмена заключается в извлечении из водных растворов различных ионов за счет обмена их на другие ионы, входящие в состав фильтрующих материалов, называемых ионитами. Обработка воды методом ионообмена заключается в ее пропуске через

слой ионитов, загруженных в насыпной фильтр или намытых тонким слоем в намывных фильтрах.

Удаление из воды радионуклидов с помощью ионного обмена основано на том, что многие из них находятся в воде в ионном состоянии или в воде коллоидов, которые при соприкосновении с ионитом разрушаются и сорбируются фильтрующим материалом. Адсорбция радиоколлоидов на ионообменных смолах носит физический характер, емкость смол по коллоидам много ниже, чем по ионам.

На полноту поглощения радионуклидов ионитами большое влияние оказывает содержание в воде макроколичеств неактивных элементов, являющихся химическими аналогами радионуклидов. Такими элементами, например, для цезия являются натрий и калий, для стронция – магний и кальций. При насыщении ионита по неактивному элементу, например по солям жесткости, в фильтрате появляется радионуклид стронция. Поэтому в практике обработки вод АЭС при очистке относительно засоленных потоков и в тех случаях, когда требуется глубокая очистка от радионуклидов, применяется двухступенчатая схема обработки. В таблице 4.9 приведены коэффициенты очистки для некоторых радионуклидов при одно- и двухступенчатой обработке. Видно, что радионуклиды, находящиеся в воде в катионной форме (стронций, цезий), сорбируются преимущественно катионитом, а находящиеся в анионной форме (йод) – анионитом. Цирконий, образующий в

воде радиоколлоид, сорбируется как катионитом, так и анионитом, при этом коэффициент очистки много ниже, чем для остальных радионуклидов.

Катиониты удаляют всего 10–20% радионуклида рутения, находящегося в гидрализованной форме. Сильноосновные аниониты позволяют удалять до 80–90% рутения. Радионуклиды, образующие устойчивые коллоиды, например кобальт, ионообменными смолами из нейтральных водных растворов практически не извлекаются, хотя из кислых растворов, например дезактивационных, в которых кобальт находится в катионной форме, он извлекается достаточно полно – коэффициент очистки равен примерно 10.

Коэффициент очистки увеличивается приблизительно в 10 раз при использовании ионитов в смешанном слое (равномерно перемешанные катионит и анионит), поэтому последние ступени установок оборудуются фильтрами со смешанной загрузкой.

Сорбция ионов радиоактивного элемента ионообменными смолами зависит от их заряда в растворе и радиуса гидратированных ионов, точно так же, как и в случае стабильных элементов. Так, радионуклид стронция (валентность 2) сорбируется катионитом в 100 раз лучше, чем цезия (валентность 1). Аналогичная зависимость наблюдается при сорбции катионов кальция и натрия.

Коэффициент очистки воды от радионуклидов зависит от величины рН раствора, и, как правило, он выше при приближении значения рН к 7. С повышением рН коэффициент очистки снижается, так как некоторые радионуклиды «осколочного» происхождения переходят в коллоиды и «проскакивают» через слой ионитов. Ниже приведены значения коэффициентов очистки от некоторых радионуклидов, полученные на фильтрах со смешанной загрузкой в схеме очистки воды первого контура двухконтурной АЭС с аммиачно-калиевым водным режимом:

Радионуклид.....	^{24}Na	^{131}I	^{139}Cs
Коэффициент очистки	$1,3 \cdot 10^2$	$1,2 \cdot 10^3$	1,3

Таблица 4.9 Коэффициенты очистки для некоторых радионуклидов

Радионуклид	Первая ступень		Вторая ступень		Общий коэффициент очистки
	Катионит	Анионит	Катионит	Анионит	
^{24}Na	100	1,5	100	1,2	$1,8 \cdot 10^4$
^{90}Sr	10 000	1,2	20	1,2	$2,9 \cdot 10^5$
^{95}Zr	25	5,0	10	1,1	$1,4 \cdot 10^3$
^{131}I	1,5	100	2	50	$1,5 \cdot 10^4$
^{137}Cs	100	1,5	100	1,2	$1,8 \cdot 10^4$

Видно, что наиболее значительно, по сравнению с обработкой воды при нейтральном рН (см. табл. 4.9), снижается коэффициент очистки от радионуклида цезия и натрия из-за присутствия в воде большого количества неактивного калия.

Присутствие органических веществ влияет на процесс очистки воды ионообменными смолами. Во-первых, в резуль-

тате взаимодействия некоторых радионуклидов с органическими веществами (например, комплексообразующими) могут получаться сложные соединения, не поглощаемые смолами; во-вторых, присутствие в воде органических веществ в значительной степени ухудшает фильтрационные и ионообменные свойства ионитов за счет поглощения ими этих органических веществ.

Поэтому в тех случаях, когда вода загрязнена органическими веществами, перед ионитными фильтрами предусматривается предварительная очистка путем сорбции органических веществ коагулянтами или сорбентами, например активированным углем.

Обработка радиоактивных вод методом ионного обмена считается экономически выгодной только при солесодержании исходной воды не выше 1 г/л. В противном случае иониты быстро истощаются. Замена фильтрующего материала, ввиду большой стоимости ионитов, обходится дорого, а регенерация приводит к появлению большого количества высокоактивных жидких отходов. Поэтому при обработке высокоминерализованных радиоактивных вод предусматривается предварительное их обессоливание методом термической дистилляции или обратного осмоса.

К недостаткам ионного обмена следует отнести высокую стоимость ионитов, большой расход реагентов для регенерации и образование большого количества ЖРО, низкую терми-

ческую и радиационную стойкость высокоминерализованных вод.

Несмотря на это, благодаря простоте и надежности процесса, малым габаритам установок и достаточно высоким коэффициентам очистки, ионный обмен находит широкое применение как для удаления неактивных растворенных веществ, включая углекислоту, с целью поддержания чистоты воды основных и вспомогательных контуров АЭС в заданных пределах, так и для глубокой очистки воды от радионуклидов, например вод перед их удалением в окружающую среду.

Обработка воды методом ионообмена в настоящее время проводится с использованием насыпных фильтров [51]. Использование намывных фильтров находится в стадии разработки. При очистке малосолевых вод, например воды контура охлаждения каналов СУЗ энергоблока с РБМК-1000, иониты используются в смешанном слое. Установка состоит из двух фильтров смешанного действия 3, которые могут включаться как последовательно, так и параллельно (рис. 4.21). Фильтрующий материал не регенерируется, а после истощения удаляется на захоронение и заменяется свежим. При загрязнении фильтр промывается водой.

Так как ионитные фильтры являются последней ступенью очисток, на выходе установки во избежание попадания в воду фильтрующего материала устанавливается фильтровальная ловушка 8. Контроль работы установки проводится по элек-

тропроводности и активности воды до и после очистки, а также по перепаду давления на фильтрах и количеству пропущенной воды. Эта схема очистки применена на установках СВО-1, СВО-3 и СВО-5 энергоблока с РБМК-1000 и установке СВО-1 энергоблока с ВВЭР-1000.

При обработке относительно засоленных вод ионитные фильтры загружаются отдельно: катионитом в Н-форме и анионитом в ОН-форме, а при использовании борного регулирования реактивности реактора – в К-форме и H_2BO_3 -форме.

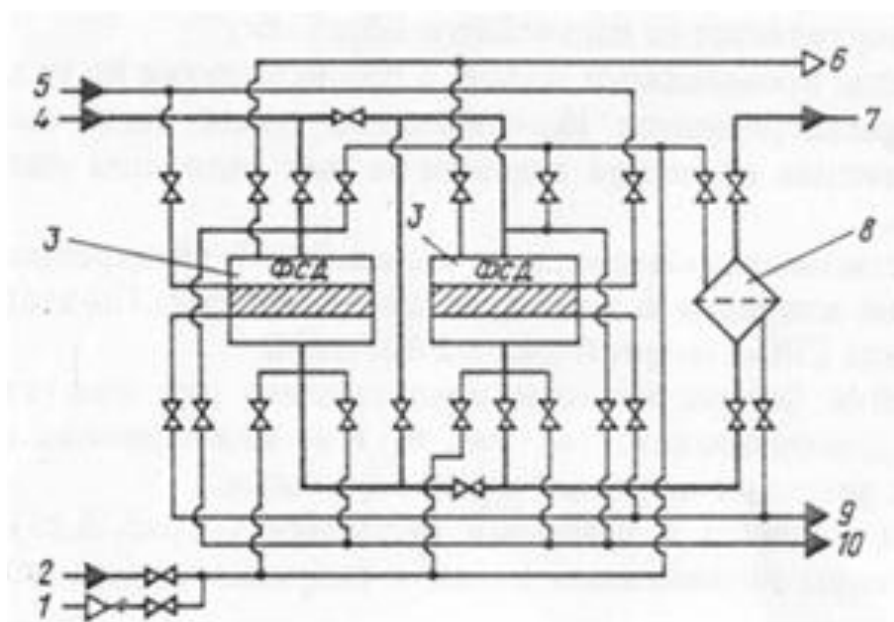


Рис. 4.21 Схема очистки малосолевых вод методом ионного обмена:

1 – сжатый воздух; 2 – промывочная вода; 3 – фильтр смешанного действия; 4 – вход обрабатываемой воды; 5 – чистые ионно-обменные смолы; 6 – сдувка; 7 – выход очищенной воды; 8 – фильтр-ловушка; 9 – пневмогидровыгрузка отработанного фильтрующего материала; 10 – спецканализация

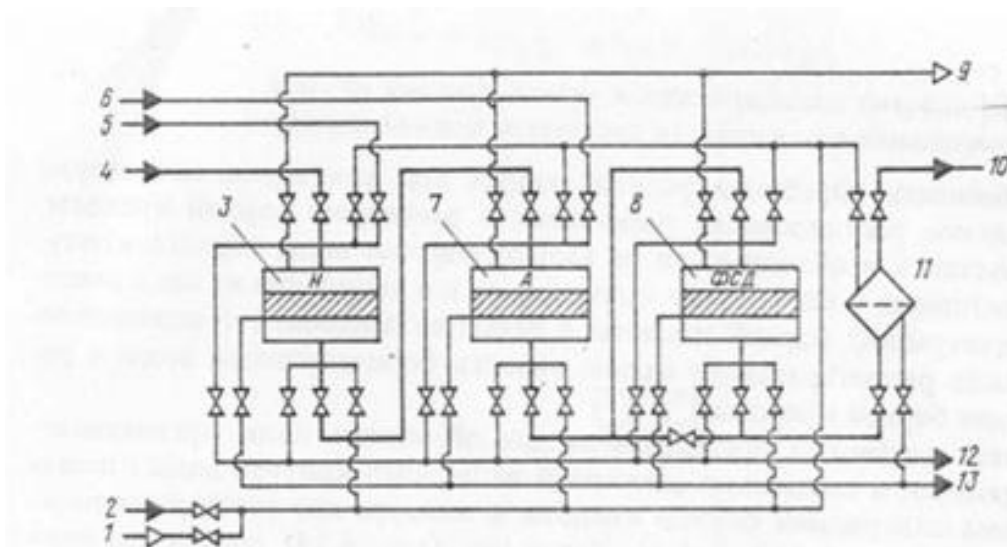


Рис. 4.22 Схема очистки засоленных вод методом ионного обмена:

1 – сжатый воздух; 2 – промывочная вода; 3 – Н-катионитный фильтр; 4 – вход обрабатываемой воды; 5 – кислотный регенерационный раствор; 6 – щелочной регенерационный раствор; 7 – ОН-анионитный фильтр; 8 – фильтр смешенного действия; 9 – сдвуха; 10 – выход очищенной воды; 11 – фильтр-ловушка; 12 – спецканализация; 13 – пневмогидровыгрузка отработанных ионитов

Фильтры включаются последовательно (рис. 4.22). Если требуется более глубокая очистка воды, устанавливается вторая ступень, в качестве которой, как правило, используется ФСД. Если качество воды после анионитного фильтра будет удовлетворительным (солесодержание не более 1 мг/л), ФСД может не включаться, для чего в схеме предусматривается его байпасирование.

Фильтрующий материал регенерируется непосредственно в фильтрах 4-5%-ным раствором азотной кислоты и натриевой щелочи. Если есть опасность ошибочного поступления регенерационных растворов в основной контур циркуляции реактора, фильтрующий материал ФСД не регенерируется, а после истощения удаляется и заменяется свежим. В связи с развитием атомной энергетики и дефицитностью ионообменных смол,

вариант с регенерацией фильтрующего материала следует считать более предпочтительным.

Контроль работы установок проводится по величине рН (катионитный фильтр), электропроводности и активности воды до и после очистки и перепаду давления на фильтрах. По этой схеме проводится очистка воды на установках СВО-4, 6, 12, 13 энергоблока с РБМК-1000 и установках СВО-3, 4, 5, 7 энергоблока с ВВЭР-1000.

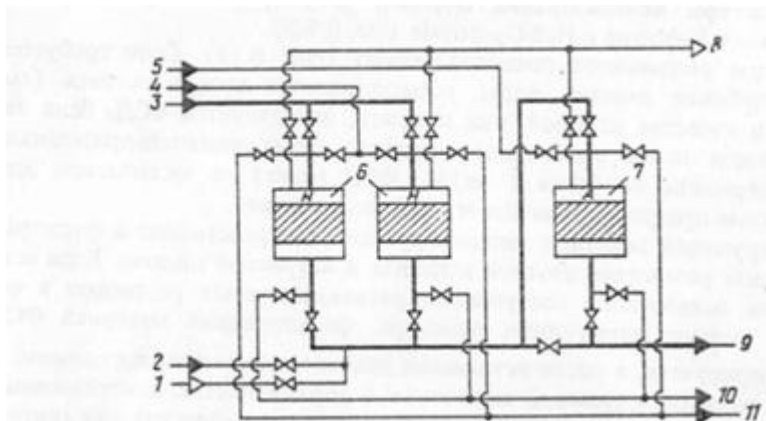
Обработка воды реакторов, использующих мягкое регулирование реактивности раствором борной кислоты. Особенность обработки радиоактивных вод реакторов, использующих мягкое регулирование реактивности раствором борной кислоты, заключается в необходимости не только очистки воды первого контура от активных и неактивных примесей, но и в выделении из нее и очистке (регенерации) борной кислоты с целью ее дальнейшего использования. Ниже рассматриваются схемы очистки борсодержащей воды и регенерации борной кислоты [51].

Первая установка предназначена для обработки воды организованных протечек и специально сливаемой из первого контура воды с целью снижения содержания борной кислоты в контуре для увеличения реактивности реактора. Установка (рис. 4.23) состоит из двух цепочек (на схеме условно показана одна), включаемых поочередно. В состав каждой цепочки входят три ионитных фильтра. Первые два фильтра б загружаются

катионитом КУ-2-8 в Н-форме, а третий анионитом АВ-17-8 в ОН-форме. Регенерация катионита проводится азотной кислотой, анионита – калиевой щелочью. Катионитные фильтры работают поочередно, анионитный на период промывки и регенерации байпасируется.

В процессе работы катионит переводится в К-форму, а анионит в H_2BO_3 -форму за счет содержащихся в воде первого контура КОН и H_3BO_3 , и в таком виде удаляют из воды все ионные примеси, за исключением ионов калия и борной кислоты. Исходная вода, охлажденная во избежание термолиза ионитов до 40–50°C, очищается на катионите от катионов натрия, магния, кальция, некоторых радионуклидов, находящихся в катионной форме, а также от активных и неактивных продуктов коррозии.

Очищенная вода, содержащая калиевые соли и борную кислоту, подается на анионитный фильтр, где удаляются анионы сильных кислот, такие, как хлориды, сульфаты, нитраты и т.д., а также некоторые радионуклиды, находящиеся в анионной форме. После установки вода, содержащая борат калия, подвергается дегазации для удаления РБГ и радионуклидов иода и подпиточными насосами возвращается в первый контур. Часть воды с целью выведения и регенерации борной кислоты направляется на дальнейшую обработку.



4.23 Схема очистки организованных протечек и слива воды из первого контура энергоблока с ВВЭР:

1 – сжатый воздух; 2 – промывочная вода; 3 – вход обрабатываемой воды; 4 – кислотный регенерационный раствор; 5 – щелочной регенерационный раствор; 6 – катионный фильтр; 7 – анионитный фильтр; 8 – сдувка; 9 – выход очищенной воды; 10 – спецканализация; 11 – вода взрыхления и отработанные иониты на захоронение

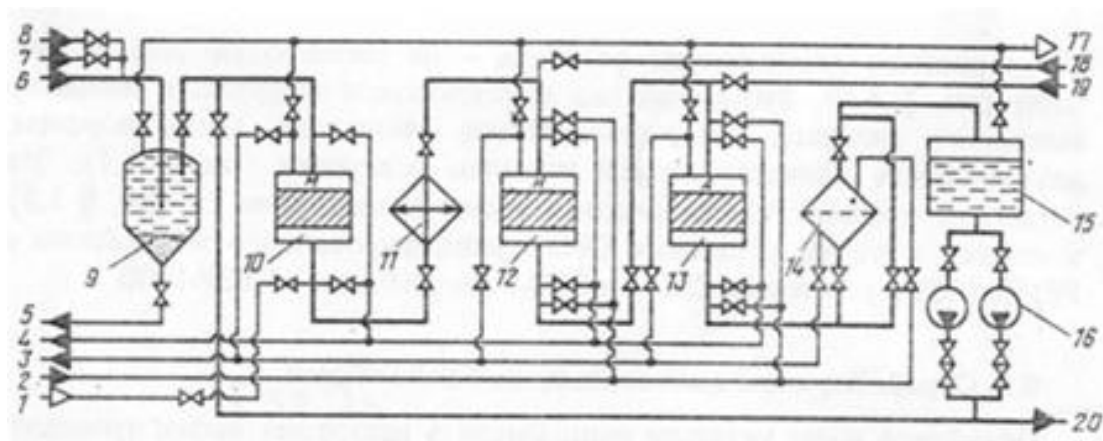


Рис. 4.24 Схема регенерации борной кислоты:

1 – сжатый воздух; 2 – промывочная вода; 3 – вода после взрыхления фильтрующего материала; 4 – спецканализация; 5 – пульпа; 6 – вход обрабатываемого концентрата; 7 – раствор гидризит-гидрата; 8 – раствор перманганата; 9 – отстойник; 10 – механический фильтр; 11 – охладитель; 12 – катионитный; 13 – анионитный фильтр; 14 – фильтр-ловушка; 15 – бак очищенного борного концентрата; 16 – насос; 17 – сдувка; 18 – кислотный регенерационный раствор; 19 – щелочной регенерационный раствор; 20 – выход борной кислоты

Загрязненные фильтры промываются водой, а при истощении по указанным выше ионам регенерируются. Ионоб-

менные смолы после выработки ресурса и снижения обменной емкости за счет радиоллиза удаляются на захоронение.

Контроль работы установки проводится по величине pH, электропроводности и содержанию хлоридов в воде до и после очистки. По этой схеме работает установка СВО-2 энергоблока с ВВЭР-1000.

Установка регенерации борной кислоты предназначена для очистки борного концентрата доупаривателя от механических и коллоидных примесей, растворимых солей и радионуклидов.

Горячий концентрат подается в напорный отстойник 9 (рис. 4.24), куда дозируются растворы перманганата калия и гидразин-гидрата для образования диоксида марганца. Осадок диоксида марганца вместе с адсорбированными активными и неактивными примесями в виде пульпы периодически удаляется из нижней части отстойника на захоронение, а концентрат направляется на механический фильтр 10 для окончательной очистки от хлопьев коагулянта. Механический фильтр загружается катионитом КУ-2-8, который может работать при температурах до 110°C. Очищенный концентрат охлаждается в теплообменнике 11 до температуры 40-50°C во избежание термоллиза ионитов и проходит последовательно катионитный 12 и анионитный 13 фильтры, где удаляются все растворимые примеси и некоторые радионуклиды, находящиеся в ионной форме.

При загрязнении все фильтры промываются, причем вода, содержащая большое количество радиоактивного шлама, сливается в емкости ХЖО, туда же удаляются отработанные фильтрующие материалы. При истощении катионит регенерируется азотной кислотой, анионит-калиевой щелочью. Анионит после регенерации переводится в H_2BO_3 -форму, для чего через фильтры пропускается раствор борной кислоты из баков 15. При пуске установки для этих целей используется свежий раствор борной кислоты. На выходе установки предусмотрена ионитная ловушка 14, которая может байпасироваться только на период промывки или ремонта. Очищенная борная кислота из бака 15 насосами 16 по мере необходимости подается на всас подпиточных насосов первого контура.

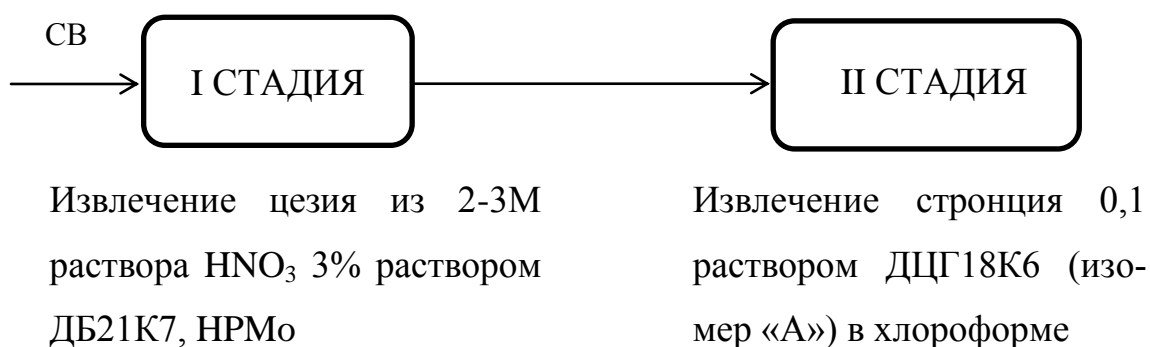
Контроль работы установки производится по концентрации борной кислоты и содержанию в ней ионов натрия и хлора. При неудовлетворительном качестве борная кислота может быть возвращена на повторную очистку. По данной схеме работает установка СВО-6 энергоблока с ВВЭР-1000.

Интересный в научном и прикладном планах [83] доклад А. Н. Филиппова и проф. В. М. Старова (г. Москва, Россия), который был посвящён вопросу селективного концентрирования электролитов в пермеате при ультрафильтрации растворов смесей электролитов незначительными добавками полиэлектролита. Указано на возможность практического использования обнаруженного эффекта концентрирования электролитов.

Отличающихся величиной заряда, для разделения радиоизотопов в сточных водах атомной промышленности и АЭС.

Легкорастворимые и долгоживущие радионуклиды стронция и цезия, которые чаще всего встречается совместно, что осложняет их определение в водах. Наилучшим экстрагентом стронция из азотнокислых растворов является раствор дициклогиксил-18-краун-6 (ДЦГ18К6) в хлороформе. Это краун-эфиры. Извлечение в одну стадию даёт эффект 98,4% по стронцию и по цезию $\Xi=6\%$. При экстракции в тех же условиях 0,1М раствором краун-эфира дибензо-21-краун-7 (ДБ21К7) в хлороформе извлечение стронция и цезия крайне мало $Cz \leq 4\%$, а по $Sr \leq 1\%$.

При применении в качестве экстрагента 3% раствора аддукта ДБ21К7 с фосфорно-молибденовой гетерополикислотой (ДБ21К7, НРМо) в нитробензоле извлечения цезия 99,3% в одну стадию, а по стронцию почти ничего.



Рекомендовать в анализе радионуклидов стронция и цезия.

Отработанный хромовый электролит может применяться для нанесения гальванопокрытий и содержит до 250 г/л Cz (VI), до 2-5 г/л хрома (III), до 50 г/л Fe^{3+} и Cu^{2+} [61].

В ДИИТе разработана технология очистки сточных вод от урана с использованием коагуляционно-сорбционного метода очистки, предусматривающего введение в процессе коагулянта (хлорида алюминия) и порошкообразного сорбента – мордента [58а, 64].

Жидкие радиоактивные отходы (ЖРО) из внутренних помещений объекта «Укрытие» Чернобыльской АЭС образуются в результате взаимодействия атмосферных осадков, конденсата и пылеподавляющих растворов с конструкционным и топливосодержащими материалами. Они представляют собой щелочно-карбонатные растворы, содержащие продукты деления (^{137}Cs , ^{90}Sr), уран, трансурановые элементы и органические соединения. В пробы ЖРО входят поверхностно-активные и пленкообразующие вещества, комплексообразователи и минеральные масла. В их составе находится соли кальция, натрия, кремния и других неорганических соединений в количестве от 0,2 до 4,2 г/дм³.

Показана возможность очистки жидких радиоактивных отходов из объекта «Укрытие» и грунтовых вод от изготовителя цезия, стронция, урана и трансурановых элементов с использованием химически модифицированных целлюлозосодержащих материалов из отходов древесины [101].

Изучены процессы сорбции радионуклидов цезия-137 и стронция-90 из природных вод на карбонатсодержащих минералах-доломитах и мергелистых породах. Показана возмож-

ность увеличения реакционной способности минералов и улучшения сорбционных свойств по отношению к радионуклидам при их механохимической и термохимической обработке [102].

Таблица 4.10 Результаты очистки ЖРО от радионуклидов при динамической сорбции с использованием различных сорбентов

Сорбент	Активность очищенных ЖРО, Бк/дм ³			Концентрация урана в очищенных ЖРО, мг/дм ³
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	плутоний	
Древесина, модифицированная ферроцианидами и фосфатом железа	1,2·10 ⁴	2,1·10 ⁴	–	–
Фосфорилированная древесина	–	–	–	1,0
Древесина, модифицированная ферроцианидами и фосфатом железа, и фосфорилированная древесина	1,0·10 ⁴	2,0·10 ⁴	40	0,4

Как известно механизм удаления радионуклидов карбонатами существенно отличается от такового для алюмосиликатных минералов. В случае ионов цезия его поглощение карбонатсодержащими породами во многом определяются наличием примесей глинистых минералов, которые проявляют высокую избирательность по отношению к этому катиону.

Поэтому доломит характеризуется весьма незначительными величинами сорбции цезия и в кинетических экспериментах только после суточных экспозиций степень очистки достигает нескольких процентов.

Предварительная механохимическая активация доломита существенно повышает степень очистки загрязненных вод с его использованием. В этом случае, наряду с глинистыми примесями, в сорбционных процессах важно значение приобретают генерируемые механохимической активацией на по-

верхности различного рода дефекты, играющие роль активных сорбционных центров.

Особый интерес представляет использование карбонат-содержащих минералов и, в части, доломита для удаления ионов стронция.

Протекающие на поверхности частиц исходящего доломита процессы хемосорбции и перекристаллизации, обуславливающие поглощение ионов стронция, существенно ускоряются при механохимической активности минерала и достигаемая при этом степень очистки загрязненных вод весьма высока.

Полученные результаты по сорбции радионуклидов на диспергированном доломите целесообразно сопоставить с аналогичным данным для так называемой магномассы, представляющей собой полуобожженный доломит состав CaCO_3 MgO и используемой в технологии водоподготовки для регулирования состава воды. Эффективность механохимической активации значительно превышает термохимическую, причем интересно отметить, что термическая обработка, проводимая после диспергирования, снижает сорбционную способность активированного доломита, вероятно, вследствие интенсивного протекания при повышенных температурах процессов заживления структурных дефектов.

Оксиды кремния, сорбенты СВ и С эффективно поглощают различные катионы, включая активные ионы аммония,

калия, рубидия и цезия. Авторами была экспериментально и теоретически изучена адсорбция ионов калия, рубидия, цезия, кальция, стронция и бария на природном сорбенте – опоке Астраханской области, представляющей собой алюмосиликат [103].

При изучении адсорбции ряда ионов металлов было обнаружено, что в широком диапазоне pH многие катионы прочно адсорбируются на алюмосиликатах, причем в отдельных случаях наблюдается как бы необратимая сорбция. Прочно адсорбируются ионы аммония, калия, рубидия, цезия, железа, кобальта, никеля, марганца(II), хрома(III), цинка, кадмия, свинца, ртути, меди, редкоземельных элементов. Вместе с тем при адсорбции из растворов захватываются ионы натрия, алюминия, галлия, циркония, молибдена(VI). Эти ионы могут быть десорбированы не только при подкислении элюирующего раствора, но также и при промывании сорбента водой.

Опоки Астраханской области использовали для извлечения из воды различной степени засоленности ионов кальция, рубидия, стронция и бария. Была изучена адсорбция перечисленных ионов из специально приготовленных растворов, а также из воды природных водоемов и рассолов, заполнивших емкости для хранения газового конденсата и жидких углеводородов.

Крошку опоки можно эффективно использовать для очистки воды от ионов кальция, стронция, бария, калия, рубидия и цезия.

Например, для очистки воды в водоемах их дно целесообразно засыпать такой крошкой. Из крошки ионы металлов не десорбируются длительное время.

После того, как сорбент полностью отработал ресурс, его используют для изготовления покрытий дорог, производства асфальта и др.

Одним из весомых антропогенных факторов является радиоактивное излучение, вносимое изотопами тяжелых металлов, в частности ^{87}Rb (на его долю приходится 27,85% природных запасов рубидия). В процессе технологической переработки рубидийсодержащих горных пород значительная часть β -активного изотопа рубидия попадает в сточные технологические воды. Помимо этого, в процессе выветривания горных пород и минералов, рубидий попадает в природные и минеральные источники, часть которых после технологической обработки может использоваться для хозяйственно-бытового пользования. Из вод минеральных источников и морской воды рубидий переходит в соляные рассолы и отложения, поэтому содержится в борнокислых фумаролах, селитре, поташе и особенно в залежах калийных минералов (карналлит, сильвин, каинит). Последние следует рассматривать как минералы-концентраторы рубидия, так как рубидий концентрируе-

тся в них в большей степени, чем схожий по свойствам цезий, что определяется меньшей геохимической связью цезия с калием ввиду довольно заметного различия в их ионных радиусах ($K - 1,33\text{\AA}$, $Cs - 1,65\text{\AA}$).

Наиболее эффективным способом очистки радиоактивно загрязненных вод является сорбционный. Изучение сорбционных качеств опок Астраханской области показало, что они обладают рядом преимуществ по сравнению с сорбентами других регионов, а в ряде случаев и по сравнению с синтетическими сорбентами. Основные достоинства опок Астраханской области – доступность и низкая стоимость.

Изучена возможность очистки воды из различных источников от ионов рубидия сорбентом СВ-4, представляющим собой размолотые (размер частиц 2-5 мм в поперечнике), химически не модифицированные опоки Астраханской области [104].

Полученные результаты свидетельствуют о том, что сорбционные свойства СВ-4 позволяют рассматривать опоки Астраханской области в качестве перспективного сорбента для извлечения ионов рубидия из природных и промышленных сточных вод при температуре от 293 до 318 К.

В данном разделе рассматривается применение высокотемпературных фильтров, загруженных неорганическими сорбентами, для очистки воды первого контура атомной станции

теплоснабжения АСТ-500 и составляющих питательной воды энергоблока с реактором типа БН-800.

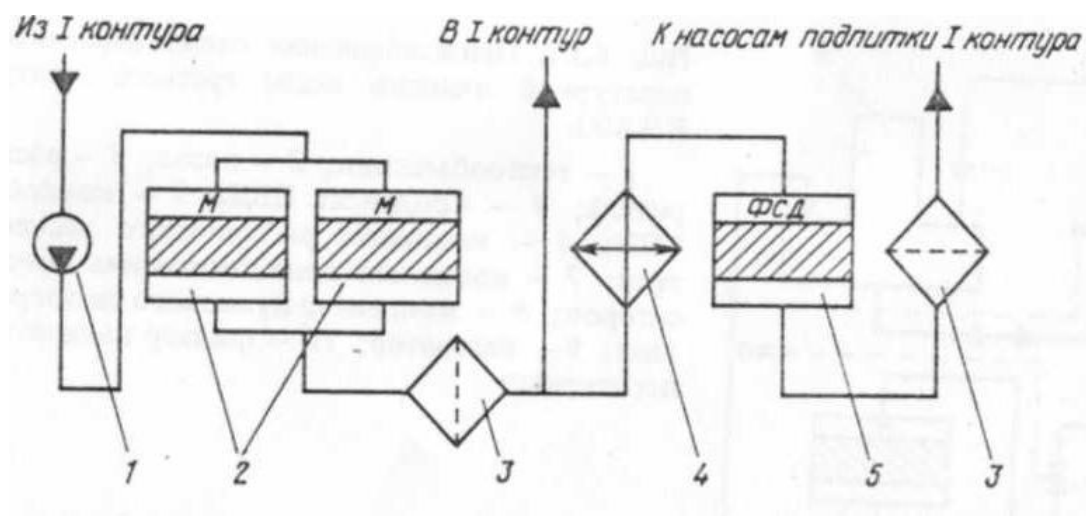


Рис. 4.25 Принципиальная схема высокотемпературной очистки воды первого контура АСТ-500:

1 – насос; 2 – фильтр высокотемпературный; 3 – ионитная ловушка; 4 – теплообменник; 5 – фильтр смешенного действия

Установка очистки воды первого контура АСТ-500 (рис. 4.25) состоит из двух высокотемпературных фильтров 2 диаметром 1000 мм и одного ФСД 5. Исходная вода передается на установку специальными насосами, создающими давление в фильтрах не менее 2 МПа, что исключает вскипание воды и смыв ранее сорбированных продуктов коррозии вследствие кавитации. Очищенная вода возвращается в первый контур. На выходе установки для задержания фильтрующего материала предусмотрена ловушка 3.

Загрязнения из фильтров удаляются водо-воздушной промывкой, при необходимости сорбент подвергается химической регенерации щавелевой кислотой. Выбор реагента продиктован тем, что регенерация проводится непосредственно в

фильтрах. При такой схеме возможно поступление реагентов в контурную воду при недостаточной промывке фильтрующего материала после регенерации. Поступление в первый контур щавелевой кислоты не может привести к существенному нарушению водно-химического режима, так как она быстро разлагается на углекислый газ и воду.

Отработанный фильтрующий материал гидротранспортом удаляется на захоронение. Учитывая, что плотность сорбентов много больше, чем ионитов, использование при транспортировке сжатого воздуха нецелесообразно. Предусматривается дезактивация фильтров перед выводом их в ремонт, для чего в них подведены дезактивирующие растворы. Часть воды (около 2% от циркулирующей в первом контуре) после высокотемпературных фильтров охлаждается в теплообменнике 4 до 30–40°C и очищается от растворенных примесей на ФСД. Фильтрующий материал ФСД не регенерируется, а после истощения заменяется свежим.

На энергоблоке с реактором БН-800 очистке на высокотемпературных фильтрах подвергаются конденсаты греющего пара ПВД, СПП, технологических конденсаторов (ТК), вода растопочного расширителя и др. (рис. 4.26). Указанные потоки сбрасываются в расширитель 3, где за счет снижения давления частично испаряются. Пар поступает в деаэратор 9, а вода специальными насосами 2 подается на очистку.

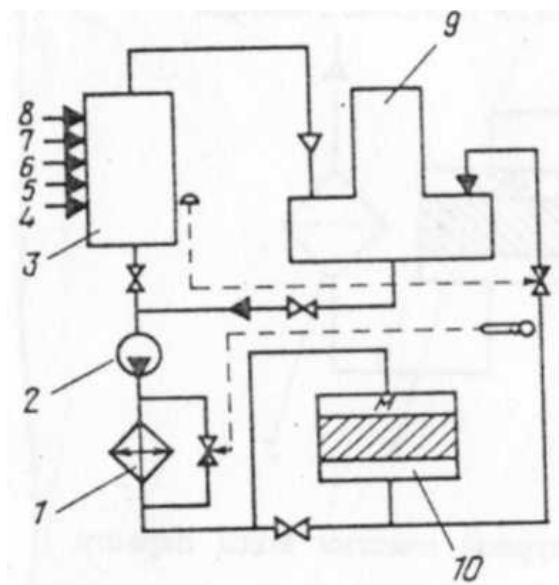


Рис. 4.26 Принципиальная схема высокотемпературной очистки воды третьего контура БН-800:

1 – теплообменник; 2 – насос; 3 – расширитель; 4 – конденсат ПВД; 5 – конденсат СПП; 6 – конденсат растопочного расширителя; 7 – конденсат технологических конденсаторов; 8 – конденсат пускового подогревателя; 9 – деаэратор; 10 – фильтр высокотемпературный

Во избежание вскипания воды в фильтрах предусмотрено ее охлаждение перед установкой в теплообменнике 1. Температура воды автоматически поддерживается на 10–15°C ниже температуры насыщения при давлении после фильтров. Чтобы поднять давление, регулятор уровня в расширителе установлен после фильтров. Очищенная вода поступает в деаэратор.

Установка высокотемпературной очистки состоит из семи фильтров диаметром 1000 мм и рассчитана на максимальную производительность 0,2 м³/с (700 м³/ч). Установка эксплуатируется в трех режимах: 1) перед пуском блока – очистка воды в режиме промывки питательного тракта от продуктов стояночной коррозии (на всас насосов 2 подается вода из деаэратора); 2) при пуске и остановке блока – очистка воды рас-

топочного расширителя от отложений, вымытых из парогенератора, конденсата греющего пара пускового подогревателя или ТК; 3) в стационарном режиме очистка от продуктов коррозии конденсата греющего пара СПП и ПВД. В последних случаях на установку подается вода из расширителя.

Загрязнения из фильтров удаляются водо-воздушной промывкой и регенерацией щавелевой или азотной кислотой. Контроль работы установок производится по температуре и расходу воды, давлению на входе и выходе фильтров, а также посредством химических анализов проб, отобранных до и после фильтров.

4.4 Физические методы очистки вод от радиоактивных загрязнений

Дистилляция является одним из наиболее старых методов обработки воды и до появления ионного обмена была единственным способом очистки воды от растворенных солей [51].

В практике обработки воды дистилляция проводится посредством испарения воды в дистилляторах (испарителях, выпарных аппаратах) с последующей конденсацией в охладителях (конденсаторах).

Очистка воды основана на ничтожно малой растворимости примесей в паре. Отметим только, что он снижается с уменьшением давления пара и при величинах, принятых в практике обработки воды, может не учитываться.

Загрязнение пара за счет капельного уноса зависит от размера капель, образующихся при кипении воды, и содержания в них примесей. Так как содержание примесей в воде на АЭС велико, капельный унос приобретает основное значение. Помимо этого загрязнение пара зависит от коэффициента механического уноса капель паром, который принято называть влажностью пара.

Скорость витания капли тем больше, чем больше ее размер, с ростом давления скорость уменьшается. Поэтому выпарные аппараты в схемах обработки радиоактивных вод работают при низком давлении, не превышающем 0,5 МПа.

На размер капель помимо общего солесодержания оказывает влияние наличие в воде поверхностно-активных веществ и кратность циркуляции пароводяной смеси. С целью снижения влияния капельного уноса на чистоту дистиллятора применяются сепарация пара, промывка его частью дистиллята, снижение концентрации примесей в испаряемой воде увеличением продувки, уменьшение кратности циркуляции и т.д.

Так как снижение влажности пара является достаточно трудной технической задачей, на практике прибегают к промывке пара чистой водой. При промывке пар пробулькивает в виде мелких пузырьков через слой промывочной воды (флегмы) и оставляет в ней большую часть примесей. При последующем отделении пара от воды происходит унос паром в основном капелек промывочной воды, содержание примесей в

которой многим ниже. Для более эффективной промывки пара в частности при обработке радиоактивных вод, используется двухступенчатая промывка, при этом флегма перетекает со второй ступени промывки на первую. Это дает возможность получить высокий коэффициент очистки.

Дистилляция – один из наиболее эффективных методов обработки радиоактивных вод, дающий наибольший коэффициент очистки и не требующий затраты реагентов. ЖРО при обработке воды с использованием дистилляции имеют минимальный объем по сравнению с другими методами, что делает ее выгодной для окончательной обработки жидких отходов перед захоронением.

В то же время дистилляция не является полностью универсальным методом очистки радиоактивных вод, так как содержащиеся в воде радионуклиды йода, рутения и РБГ в процессе выпаривания улетучиваются вместе с паром. Дистилляция радиоактивных вод, содержащих поверхностно-активные вещества, также связана с серьезными трудностями вследствие вспенивания концентрата и попадания высокоактивной пены в дистиллят.

К недостаткам метода следует отнести сложность и высокую стоимость оборудования. Несмотря на это, благодаря высокому коэффициенту очистки и малому объему ЖРО, дистилляция находит широкое применение на АЭС.

Устройство и работа выпарного аппарата. Выпарные аппараты предназначены для очистки от растворимых активных и неактивных примесей методом термической дистилляции. По сравнению с другими аппаратами, применяемыми для обработки радиоактивных вод, выпарной аппарат имеет самый высокий коэффициент очистки, составляющий порядка 10^6 по отношению к концентрату. Так как кратность упаривания в выпарных аппаратах равна 20–40, истинный коэффициент очистки составляет 104–105 по отношению к исходной воде. Хуже удаляются из воды коллоидные примеси, коэффициент очистки воды, например, от масла не превышает 10^2 .

По сравнению с другими аппаратами для обработки радиоактивных вод выпарной аппарат более сложен по конструкции и управлению, имеет малую производительность при значительных габаритах, работа аппарата, в особенности на сильно загрязненных водах, отличается нестабильностью.

Несмотря на эти недостатки, благодаря высокому коэффициенту очистки, возможности обработки очень грязных сточных вод и получения остатка с солесодержанием до 500 г/л выпарные аппараты включаются в схемы обработки радиоактивных вод всех АЭС.

Выпарной аппарат (рис. 4.27) состоит из двух частей: греющей камеры 4 и сепаратора 17. Греющая камера предназначена для испарения обрабатываемой воды, а сепаратор — для очистки пара от капелек оставшейся загрязненной воды,

получившей название концентрата, или кубового остатка.

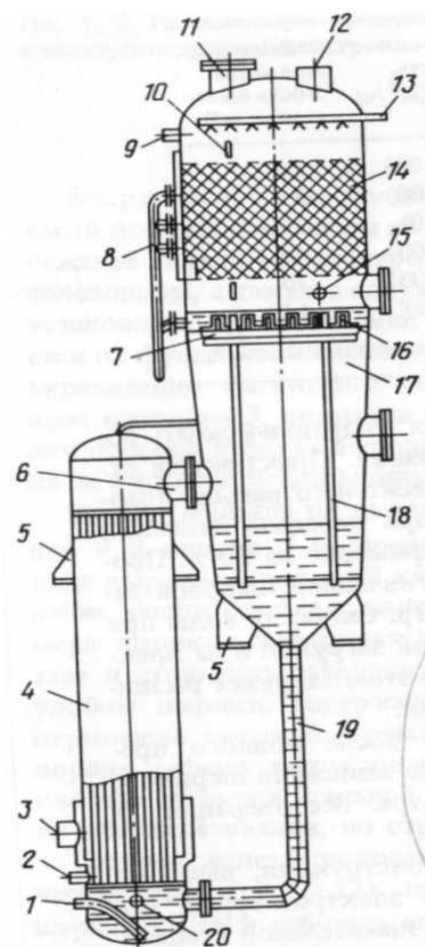


Рис. 4.27 Выпарной аппарат:

1 – выход кубового остатка; 2 – выход конденсата греющего пара; 3 – вход греющего пара; 4 – греющая камера; 5 – опора; 6 – пароперепускной патрубок; 7 – жалюзийная ловушка; 8 – гидрозатвор; 9 – вход моющих реагентов и промывочной воды; 10 – смотровое окно; 11 – лаз; 12 – выход вторичного пара; 13 – вход флегмы; 14 – насадка; 15 – вход пеногасителя; 16 – барботажная тарелка; 17 – сепаратор; 18 – трубка; 19 – перепускная труба; 20 – вход обрабатываемой воды

Греющая камера представляет собой вертикальный кожухотрубный теплообменник. В качестве теплоносителя используется пар с давлением от 0,7 МПа, который подается в межтрубное пространство через патрубок 3.

Исходная вода подается в нижнюю часть греющей камеры, поднимается по трубкам, нагревается и испаряется. Паро-

водяная смесь через патрубок 6 переходит в сепаратор. Сепаратор представляет собой цилиндрический вертикальный сосуд, в некоторых конструкциях в нижней части переходящий в конус. В сепараторе происходит разделение воды и пара. Вода по перепускной трубе 19 возвращается в греющую камеру, а вторичный пар очищается и через патрубок 12 выходит из выпарного аппарата. Очистка вторичного пара от капелек концентрата заключается в объемной сепарации и последовательном прохождении им жалюзийной ловушки 7, барботажной тарелки 16 и насадки из колец Рашига 14, работающей в эмульгационном режиме.

Принцип объемной сепарации заключается в слиянии мелких капелек концентрата в более крупные при подъеме пара вверх и их стекании вниз. То же самое происходит в жалюзийной ловушке за счет изменения направления потока пара. На барботажной тарелке происходит промывка пара за счет барботирования его через непрерывно обновляемый слой воды. Обязательная очистка пара проводится на насадке из колец Рашига, причем нижняя часть насадки заливается водой, проходя через которую пар перемешивается с ней (эмульгирует) и хорошо отмывается от мельчайших капелек концентрата.

Чистая вода для промывки пара (флегма) подается через дырчатую трубу 13. Вода из насадки перетекает через гидрозатвор 8 на барботажную тарелку. Уровень воды в насадке может регулироваться установкой заглушек на гребенке из

трех патрубков. С увеличением уровня воды в насадке улучшается эффект промывки, но уменьшается производительность выпарного аппарата.

С барботажной тарелки вода сливается через трубки 18 в нижнюю часть сепаратора и смешивается с концентратом. Верхний конец трубок выступает над тарелкой на некоторую высоту, чем и обеспечивается постоянный уровень воды на тарелке.

Концентрат удаляется из выпарного аппарата через трубку 1, опущенную до дна греющей камеры с целью удаления из аппарата выпавшего шлама. Для визуального контроля за работой выпарного аппарата предусмотрены смотровые окна 10. Предусматривается также подача на барботажную тарелку пеногасителя, моющих растворов и промывочной воды. Для осмотра и ремонта выпарного аппарата устанавливаются лазы 11 диаметром 500 мм. Выпарной аппарат устанавливается на опоры 5. Материал выпарных аппаратов – нержавеющая сталь.

Контроль работы выпарного аппарата производится по уровню концентрата, расходу флегмы, солесодержанию дистиллята, давлению пара в греющей камере и сепараторе, температуре кипения концентрата. Последняя используется для контроля солесодержания концентрата по величине температурной депрессии – увеличению температуры кипения раствора при увеличении его солесодержания. Работа выпарного аппарата, как правило, автоматизируется. При образовании в

греющей камере значительного количества отложений, что определяется по снижению производительности аппарата по выпариваемой воде, проводится его химическая промывка. Для этого аппарат заполняется промывочным раствором, чаще всего 5-10%-ной азотной кислотой, иногда с добавлением комплексообразователей, например щавелевой кислоты, и в греющую камеру подается пар. По истечении нескольких часов (что определяется опытным путем) раствор сливается в спецканализацию, а аппарат промывается водой.

В таблице 4.11 приведены основные характеристики отечественных выпарных аппаратов, применяемых в схемах обработки радиоактивных вод АЭС.

Таблица 4.11 Основные характеристики выпарных аппаратов применяемых в схемах обработки радиоактивных вод АЭС

Производи- тельность по выпариваемой воде, м ³ /с (м ³ /ч)	Поверх- ность грею- щей каме- ры, м ²	Расчетное давление греющего пара, МПа	Производи- тельность по выпариваемой воде, м ³ /с (м ³ /ч)	Поверх- ность грею- щей каме- ры, м ²	Расчетное давление греющего пара, МПа
0,003 (10)	280	0,8	0,0003 (1)	25	0,6
0,0017 (6)	150	0,35	0,0014 (0,5)	15	0,3

В практике обработки радиоактивных вод на АЭС применяют одно- и многоступенчатые выпарные установки.

Преимуществами многоступенчатых выпарных установок являются: высокая чистота пара первой ступени, на которой вырабатывается основная его масса, и увеличение выработки дистиллята при одинаковом расходе греющего пара, недостатки – увеличение поверхности теплообмена греющих

камер, а следовательно, и стоимости выпарных аппаратов. В таблице 4.12 приведены основные характеристики одно-, двух- и трехступенчатых выпарных установок.

Таблица 4.12 Основные характеристики одно-, двух- и трехступенчатых выпарных установок

Показатель	Выпарные установки		
	одноступенчатая	двухступенчатая	трехступенчатая
Производительность, м ³ /с (м ³ /ч)	0,003 (10)	0,006 (20)	0,009 (30)
Расход греющего пара, кг/с	3,22	3,28	3,42
Суммарная поверхность теплообмена, м ²	90	350	825

Недостатками многоступенчатой выпарной установки являются также сложность управления и необходимость отключения всей установки при выходе из строя одного из аппаратов. Последнее требует сооружения резервной установки.

Так как на современных АЭС всегда есть достаточное количество греющего пара, в последнее время для переработки радиоактивных вод сооружаются только однокорпусные установки, состоящие из двух-трех аппаратов, соединенных параллельно.

Коэффициент очистки является основной характеристикой работы выпарного аппарата, в особенности при переработке высокоактивных вод. Можно выделить следующие факторы, влияющие на коэффициент очистки: 1) давление пара и паровая нагрузка; 2) кратность циркуляции; 3) наличие сепарации пара; 4) расход флегмы и эффективность работы промывочных устройств; 5) количество и состав загрязнений в

исходной воде; 6) ценообразование.

В выпарных аппаратах, предназначенных для переработки радиоактивных вод, чаще всего устанавливаются жалюзийные сепараторы, принцип работы которых основан на многократном изменении направления движения пара, при этом капельки влаги прилипают к поверхности жалюзи и в виде пленки жидкости стекают вниз. Жалюзийные сепараторы удовлетворительно работают лишь при малых скоростях пара, так как при больших скоростях происходит повторное увлажнение пара за счет уноса влаги, стекающей с жалюзи. Поэтому в выпарных аппаратах приняты малые скорости пара (не более 0,5 м/с), для чего, в отличие от испарителей для обработки неактивной воды, аппараты имеют выносную греющую камеру и большой диаметр сепаратора.

В Лос-Аламосской национальной лаборатории США построена система солнечных коллекторов для выпаривания сточных вод с низким уровнем радиоактивности [95]. Производительность установки 38 000 галлонов (1 галлон = 3,78 л) в месяц.

Общая площадь параболических коллекторов составляет 990 м² и расположены они десятью рядами на участке площадью 0,6 га.

Построенная солнечная испарительная система является частью оборудования для физико-химической обработки сточных вод с целью их деактивации.

4.5 Комбинированные методы очистки вод от радиоактивных загрязнений

Одним из кардинальных путей глубокой очистки и извлечения тяжелых металлов и радионуклидов из жидких смесей и получения воды, пригодной для повторного использования, является разработка новых методов разделения, обладающих регулируемой селективностью к химическим элементам с близкими физико-химическими свойствами, и оптимальное сочетание этих методов с традиционными методами очистки сточных вод [84].

Для этих целей разработаны метод и установка для обработки воды с использованием керамических мембран и комплексообразователя (КО).

Данный метод комплексообразования и ультрафильтрации (КОУФ) позволяет:

- использовать керамические мембраны, которые не подвержены процессам гидролиза и радиолитического распада, как полимерные мембраны;
- повысить производительность установки, снизить рабочее давление с 30–50 до 5 атм. и уменьшить расход электроэнергии по сравнению с обратным осмосом в 5–7 раз;
- селективно извлекать тяжелые металлы и радиоактивные элементы;
- использовать КО из природного сырья (можно не учитывать воздействие на окружающую среду).

В таблице 4.13 представлены результаты очистки воды от ионов тяжелых и радиоактивных металлов Me^{n+} по разработанной технологии. В качестве КО использовались природные гуматы отечественного производства и предприятия АО «Биомос» (Украина).

Таблица 4.13 **Результаты очистки сточных вод от ионов тяжелых металлов методом КОУФ***

Ионы металла (Me^{n+})	Концентрация Me^{n+} , мг/л	КО	Мембрана керамическая	Селективность (степень очистки), %
Sr^{2+}	0,62-11,2	Биобос-3	1КО (10)**	85,0-99,0
Co^{2+}	7,3-9,4	—	—	89,0-99,1
Sr^{2+}	1-25	Гумат №1	1КО	85,0-98,0
Ni^{2+}	8-33	—	—	95,0-99,0
Co^{2+}	6-13	Гумат №2	2КО	87,0-99,1
Ni^{2+}	20-50	Гумат №6	6КО	96,0-99,5
Ni^{2+}	20-50	Сульфатный щелок	—	90,0-98,0

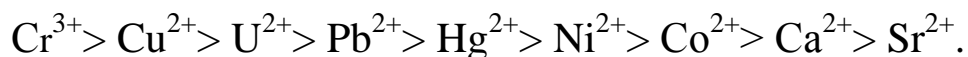
Примечания:

* Соотношение Me^{n+} :КО = 1:25–1:50.

** Использовалась мембрана наружным диаметром 10 мм и толщиной стенки 2 мм, в остальных случаях применялись мембраны диаметром 8 мм и толщиной стенки 1 мм.

По другим ионам тяжелых и радиоактивных металлов U, Pb, Hg и т.д. степень очистки составляет 98–99,9%, если в качестве комплексообразующей добавки использовать фракционированные лигносульфонаты. Кроме того, данная технология обеспечит уменьшение объемов отходов в пределах 10^3 – 10^6 раз (в зависимости от иона, комплексообразователя и других факторов).

Эти и другие экспериментальные данные позволяют расположить ионы тяжелых металлов в порядке уменьшения селективности (степени очистки). Следующим образом:



Величина оптимального соотношения концентраций Me^{n+} и КО зависит в первую очередь от его ионообменной емкости и комплексообразующих свойств металла, а также водородного показателя, температуры и давления разделяемого раствора, присутствия в растворе конкурирующих или фоновых (обычно щелочных или щелочно-земельных) ионов металлов.

Технология КОУФ с использованием керамических мембран прошла успешные испытания на Запорожской АЭС. Она может быть использована для реабилитации водоемов от радиоактивных отходов, например для очистки воды в районе Чернобыльской АЭС или о. Карочай (Свердловская обл.). Все существующие мембранные технологии микро- и ультрафильтрация, нанофильтрация (низконапорный обратный осмос) и обратный осмос – являются методами эквивалентного переноса растворенных веществ.

Все традиционные мембранные установки наряду с очищенной водой производят определенное количество концентратов (рассолов), которое колеблется в пределах 15–50% объема поступающей на очистку воды.

Такие концентрированные растворы должны быть утилизированы в производственных процессах либо подвергнуты дальнейшему концентрированию для получения твердых солей с последующим их использованием или безопасным захоронением. Следует отметить, что до настоящего времени проблема переработки рассолов не решена даже в США и Японии.

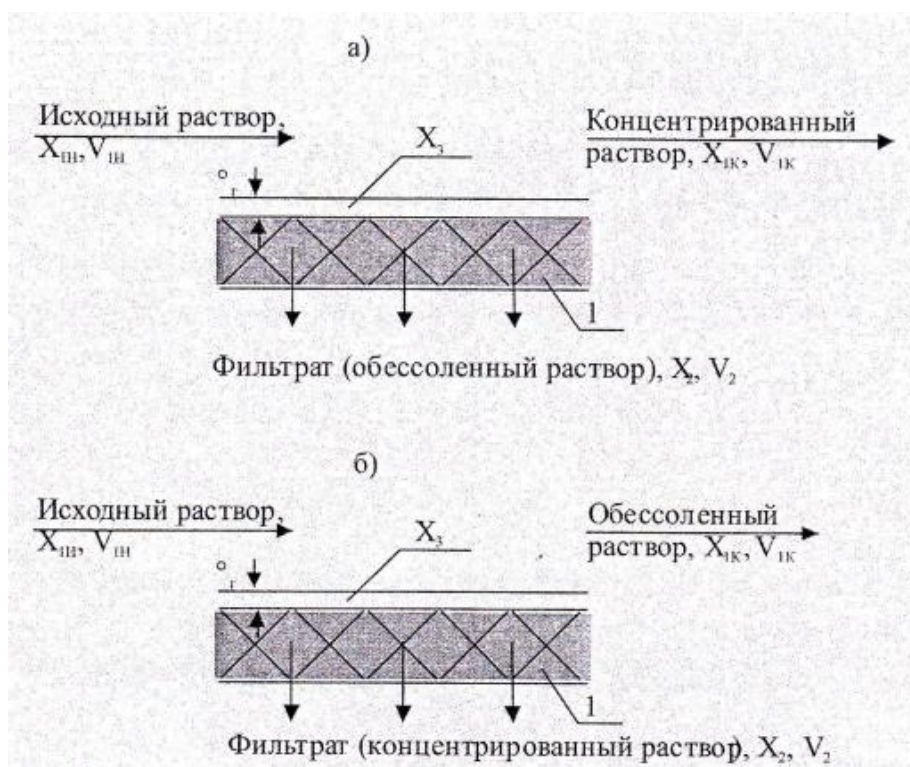


Рис. 4.28 Схема процессов эквивалентного и неэквивалентного переноса

Данную проблему позволяет решить новая технология мембранного разделения, основанная на неэквивалентном переносе (прямом осмосе) ионов растворенных веществ через полупроницаемую мембрану. В этом процессе указанный недостаток отсутствует благодаря тому, что через мембрану проходят ионы растворенных веществ, например ионы Ca^{2+} , в

то время как в традиционном процессе обратного осмоса через мембрану проходит вода и задерживаются ионы растворенных веществ (Пат. 2325945 РФ).

Для традиционных методов мембранного разделения или эквивалентного переноса растворенного вещества имеет место следующее соотношение концентраций и объемов:

$$X_3 > X_{1k} > X_{1H} > X_2;$$

$$V_{1H} > V_2 > V_{1K}$$

Для прямого осмоса:

$$X_3 \approx X_2 > X_{1H} > X_{1K},$$

$$V_{1H} > V_{1K} > V_2$$

Метод прямого осмоса по сравнению с традиционной мембранной технологией имеет ряд преимуществ:

- отсутствие затрат энергии на уменьшение отрицательного влияния концентрационной поляризации процесса мембранного разделения, т.е. затрат энергии на перемешивание жидкости для снижения концентрации X_3 в пограничном слое δ , у поверхности мембраны (явление концентрационной поляризации – основной недостаток мембранных процессов разделения);
- обработка жидкости с низкой концентрацией растворенных веществ согласно исследованиям процессов разделения разбавленных растворов методом прямого осмоса за одну ступень разделения повышает концентрацию ионов Ca^{2+} , Mg^{2+} , Sr^{2+} и других с 0,01–0,1 до 200–400 мг/л, и,

следовательно, селективность этого процесса всегда отрицательна, в то время, как традиционных мембранных процессов всегда положительна и меньше 100% (см. табл. 4.14);

- целенаправленное извлечение из сточных вод радионуклидов и уменьшение объема проходящей через мембрану жидкости (т.е. увеличение производительности установки).

Таблица 4.14 Селективность мембран по ионам металлов, %, при разделении растворов электролитов

Раствор электролита	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Cl ⁻
NaCl-H ₂ O	88,1	-	-	-	87,0
KCl-H ₂ O	-	87,2	-	-	85,3
CaCl ₂ -H ₂ O	-	-	92,5	-	91,5
MgCl ₂ -H ₂ O	-	-	-	93,4	93,2

Таким образом, разработанные технологии КОУФ и прямого осмоса с использованием керамических мембран дает возможность селективно извлекать из водных растворов и сточных вод тяжелые металлы и радиоактивные элементы, что позволяет упростить и понизить стоимость переработки жидких радиоактивных отходов, а также проводить реабилитацию водоемов, загрязненных такими отходами.

Изучены физико-химические особенности процессов электрохимической очистки каолинистых шламов, загрязненных радионуклидами (¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, U) и соединениями тяжелых металлов (Co) [85]. Показана значительная эффективность применения реагентов – интенсификаторов (уксусной, нитри-

лотриуксусной кислот, а также динатриевой соли этилендиаминтетрауксусной кислоты). Дана теоретическая оценка вклада различных составляющих в перенос радиоактивных загрязнений.

Исследован процесс очистки вод, содержащих уран [86], в мембранном реакторе при использовании в качестве дисперсных материалов природного минерала кизельгура и синтетического сорбента СКН-1К с последующим ультрафильтрационным разделением смеси. Определены коэффициенты задержки U(VI) мембраной УПМ-20 в режиме квазистационарного равновесия. В случае использования кизельгура он равен 87-89, а СКН-1К – 89-92%. На основании данных, полученных методом дифференциально сканирующей калориметрии, изучено влияние дисперсных материалов различной химической природы на ультрафильтрационный процесс очистки вод, содержащих уран.

Характерным для образующихся в больших объемах при добыче и переработке урановой руды жидких отходов является сравнительно низкая концентрация в них естественных радионуклидов наряду с высокими концентрациями других солей.

Принимая во внимание сложную химию водных растворов урана, важным фактором, во многом определяющим эффективность того или иного метода очистки, является состояние урана в очищаемых средах. В водных растворах

соединений урана возможны четыре степени его окисления – от +3 до +6. В то же время в окислительных условиях, отвечающих природным водоисточникам, наиболее устойчивым является U(VI). Учитывая высокую склонность U(VI) к реакциям гидролиза и комплексообразования с различными неорганическими и органическими лигандами, помимо уранил-иона UO_2^{2+} , который является основной формой существования примесей урана в природных водах, возможно наличие и других форм, в том числе смешанных и полиядерных гидроксокомплексов уранила, карбонатных комплексов: UO_2OH^+ , $(\text{UO}_2)_3(\text{OH})_5^+$, $\text{UO}_2(\text{OH})_2$; UO_2CO_3 , $(\text{UO}_2)_2\text{CO}_3(\text{OH})_3$, $\text{UO}_2(\text{CO}_3)_2^{2-}$. В стоках ураноперерабатывающих производств при кислотном методе вскрытия руд имеются и сульфатные комплексы $\text{UO}_2(\text{SO}_4)_2^{2-}$.

Для удаления соединений урана из вод используют коагуляцию, известкование, обратный осмос и ионный обмен. Применение двух последних методов наиболее экономически целесообразно лишь в случае установок малой и средней производительности. При очистке больших объемов воды достаточно эффективной является коагуляция с использованием сульфатов алюминия или железа, которая обеспечивает удаление более 85% урана соответственно при pH 6 и 10. При других значениях pH эффективность процесса значительно снижается. Известкование также позволяет добиться высокой степени очистки при pH 10,6–11,5, причем удаление урана су-

щественно интенсифицируется в присутствии гидроксида магния.

Как известно, при очистке вод от радиоактивных загрязняющих веществ коагуляция наиболее эффективна для удаления радионуклидов, находящихся в гидролизированных и полимерных формах или в коллоидном состоянии, что обусловлено противоположным зарядом образовавшихся при гидролизе коагулянта хлопьев и удаляемых радионуклидов. В то же время коагуляция неэффективна для удаления ионных форм радионуклидов и поэтому ноны уранила в этом случае практически не удаляются.

Изучена возможность повышения эффективности очистки вод от урана с использованием коагуляционно-сорбционного метода очистки, предусматривающего последовательное или параллельное введение в очищаемую среду коагулянта и порошкообразного сорбента. В качестве сорбентов были взяты природные глинистые минералы и цеолиты, используемые при очистке вод от радионуклидов, монтмориллонит и гидрослюда Черкасского месторождения, каолинит Глуховецкого месторождения и клиноптилолит Сокирницкого месторождения, в качестве коагулянта – сульфат алюминия.

При повышении pH диссоциация поверхностных групп возрастает, и одновременно увеличивается величина сорбции. Однако при переходе в щелочную область изменяется форма существования $U(VI)$ в растворе и, наряду с резким уменьше-

нием содержания катионных форм – UO_2^{2+} , UO_2OH^+ и др., наблюдается увеличение содержания нейтральных или даже отрицательно заряженных продуктов гидролиза $\text{UO}_2(\text{OH})_2$; UO_2CO_3 , $(\text{UO}_2)_2\text{CO}_3(\text{OH})_3$ и др., которые практически не сорбируются на отрицательно заряженных частицах минеральных сорбентов.

Результаты свидетельствуют об эффективности применения коагуляционно-сорбционного метода при очистке природных вод от урана. В то же время при очистке сточных вод, образующихся при добыче и переработке урановых руд, существенные преимущества имеет метод известкования, позволяющий обеспечить достаточно высокую ($>90\%$) степень очистки. В этом случае образующийся осадок, состоящий в основном из карбоната кальция и гидроксида магния, наряду с соосажденным ураном, другими природными радионуклидами и сопутствующими элементами, может быть повторно использован в технологическом процессе. Значения pH пульпы после стадии выщелачивания урановой руды составляют <1 , а необходимые величины pH технологических растворов, содержащих уран, при концентрировании урана на ионитах – $>2,5$. Поэтому хорошо растворимый в кислой среде карбонатно-гидроксидный осадок может быть полностью утилизирован в качестве щелочного реагента в гидрометаллургическом процессе.

Изучена сорбция урана (VI) природными алюмосиликатами из водных растворов и влияние на этот процесс величины рН, добавок фульвокислот и неорганических анионов. Предложен метод очистки природных вод от ионов U(VI), сочетающий одновременное действие монтмориллонита – как сорбента и сульфата алюминия – как коагулянта [87].

Извлечение урана с применением жидкостной экстракции и сорбции ионообменными смолами. Новый метод в гидрометаллургии урана – применение новых экстрагентов (ТВЭКС) – это импрегнаты экстрагентов в полимерных матрицах и сочетающих в себе некоторые достоинства экстракции и сорбции [61].

Твёрдые растворы экстрагентов (ТРЭКС) – это твёрдые растворы жидких экстрагентов в твёрдых инертных матрицах, которые образуются после затвердевания расплавов, экстрагенты – любые соединения, в том числе фосфорорганические производные. Инертные матрицы – парафин, дифенил, нафталин, диффениловый эфир и др.

Для глубокого извлечения U выбираем ТРЭКСы, состоящие из диоктил-изоалилфосфиноксид (ДОИАФО, 5-20%) и нафталина, которые после застывания формировались в гранулы шаровидной или цилиндрической формы.

Исследовались азотнокислые, сернокислые и фтористоводородные растворы урана переменной концентрации и кислотности. Во всех случаях равновесие достигается за 30-40

минут контактирования растворов и гранул ТРЭКС при перемешивании. Извлечение урана из 0,5М HNO_3 с исходной концентрацией урана 0,92 г/л было глубоким. Ёмкость ТРЭКС по урану составила 36 мг/л. Коэффициент распределения урана $(\text{Ди})=2,1 \cdot 10^4$.

На предприятиях атомной промышленности остро стоит вопрос утилизации сбрасываемых вод спецпрачечных. Эти стоки содержат катионоактивные, анионоактивные и неионогенные поверхностно-активные вещества (ПАВ), фосфаты и сульфаты щелочных и щелочно-земельных металлов, полифосфаты, а также соединения урана. Присутствие ПАВ создает существенную проблему при извлечении радионуклидов из сточных вод праечных. Поэтому процесс очистки таких вод проводится в два этапа. На первом этапе удаляют компоненты стирального порошка, а на втором – извлекают соединения урана.

Для очистки сточных вод от компонентов стирального порошка проводилась реагентная нейтрализация их водными растворами хлорида кальция, перманганата калия, пероксида водорода с последующей коагуляцией и фильтрацией нейтрализованного раствора.

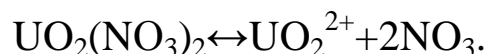
Для тонкой очистки воды от соединений урана авторы предлагают использовать сорбционные материалы – комплексообразующие анионообменные волокна ВИОН АК-2 и во-

локнистый карбоксилсодержащий катионит ВИОН КН-1 (ТУ 6-06-31-848-98).

Для исследования процесса сорбции соединений урана была создана установка ВИОН-235, включающая фильтр тонкой очистки воды от радионуклидов, заполненный хемосорбционными волокнами ВИОН (рис. 4.29).

В исходных пробах сточных вод концентрация уранил-ионов составляла 35–280 Бк/дм³, СПАВ – 40–240 мг/дм³, что превышало допустимые нормы в 1,3–10,7 раз и 6–30 раз соответственно [88].

Извлечение урана в нерастворимой форме является технически сложной задачей, требующей применения ультрафильтрационного оборудования. Одним из путей решения этой проблемы является перевод нерастворимых соединений урана в растворимые, которые в диссоциированном виде способны к ионному обмену. Процесс протекает по следующим реакциям: $\text{UO}_2\text{CO}_3 + 2\text{HNO}_3 \rightarrow \text{UO}_2(\text{NO}_3)_2 + \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$;



В ходе исследований было установлено, что использование катионообменного хемосорбционного волокна ВИОН КН-1 по сравнению с многофункциональным ионитом ВИОН АК-2 более целесообразно.

Предварительное подкисление очищаемой воды азотной кислотой до pH 4÷5 и применение катионита ВИОН КН-1 привели практически к полному извлечению урана из стоков.

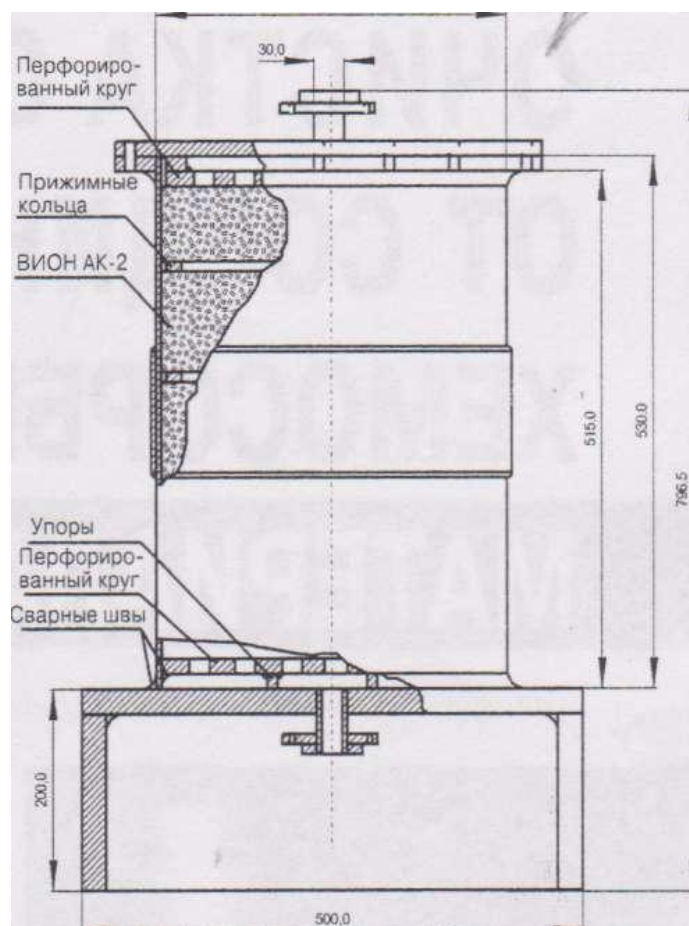


Рис. 4.29 Схема фильтра ВИОН-235 для очистки сточных вод спецпрачечных

Весьма перспективными для дезактивации ЖРО низкого уровня активности, по мнению ряда авторов, являются фитосорбенты, полученные на основе вторичного сырья деревообрабатывающей и пивоваренной промышленности [89]. Фитосорбенты – коллекторы коллективного действия, имеют высокие сорбционные характеристики по отношению к большинству многозарядных ионов металлов в широком диапазоне рН и концентраций солей.

Однако данных по практическому применению фитосорбентов для удаления радионуклидов из ЖРО недостаточно.

В работе [89] описаны условия повышения эффективности работы узла сорбционной очистки в технологической схеме переработки низкого уровня активности сточных вод спецканализации с применением фитосорбентов.

При проведении исследований были использованы сорбенты, полученные на основе солодовых ростков (ФС-710, ФС-744, ФС-745, ФС-761) и древесных опилок (ФС-728). Они отличаются степенью фосфорилирования групп. В результате обработки природных материалов при высокой температуре раствором, содержащим мочевины, диметилформамид и ортофосфорную кислоту, на их поверхности наряду с остаточными альдегидными группами образуются карбоксильные и фосфорно-кислые группы, первичные аминогруппы. Соотношение вышеуказанных групп зависит от условий синтеза. Например, сорбенты с высокой степенью фосфорилирования (ФС-728, ФС-710, ФС-745 и ФС-761) преимущественно содержат фосфорно-кислые группы. У сорбента с низкой степенью фосфорилирования (ФС-744) наряду с фосфорнокислыми группами присутствуют и аминогруппы, выступающие в кислых средах как анионообменные.

В ходе исследований установлено, что сорбенты практически не набухают в воде и не разлагаются при длительном контакте с водой, обладают высокой химической и биологической стойкостью. Для них характерна низкая зольность при сжигании ($<5\%$), что в итоге обеспечивает условия, при кото-

рых, объемы отходов, поступающих на захоронение, уменьшаются примерно в 300 раз. Золу, полученную после утилизации фитосорбентов, можно иммобилизовать либо в геоцементы, либо в стеклоблоки.

Основным источником сточных вод на ПО «Маяк» является радиохимическое производство, радиоактивные отходы которого по сравнению с отходами данной категории других производств содержат максимальное количество радионуклидов [70–107].

Характерная особенность сточных вод низкой активности радиохимических заводов – содержание большого количества комплексообразователей. Растворы имеют высокую окисляемость, содержат стабилизированные в объеме взвешенные и эмульгированные вещества, а также различные неорганические соединения (соли) (до нескольких сотен граммов на литр). Очистка таких жидких сред от любых микропримесей, в том числе и от радионуклидов, представляет чрезвычайно сложную задачу.

Очистка сточных вод спецканализации общим объемом 0,7–1,0 млн.м³/год с удельной активностью $\sim 10^3$ Бк/л осуществляется на участке переработки технологических сбросов (УПТС). Технология очистки вод спецканализации радиохимических заводов, используемая в настоящее время на УПТС (рис. 4.30), включает две стадии очистки: на первой – удаляются грубодисперсные и коллоидные примеси путем усредне-

ния ЖРО, коагуляции, отстаивания и осветлительного фильтрования, на второй – ионы загрязнений.

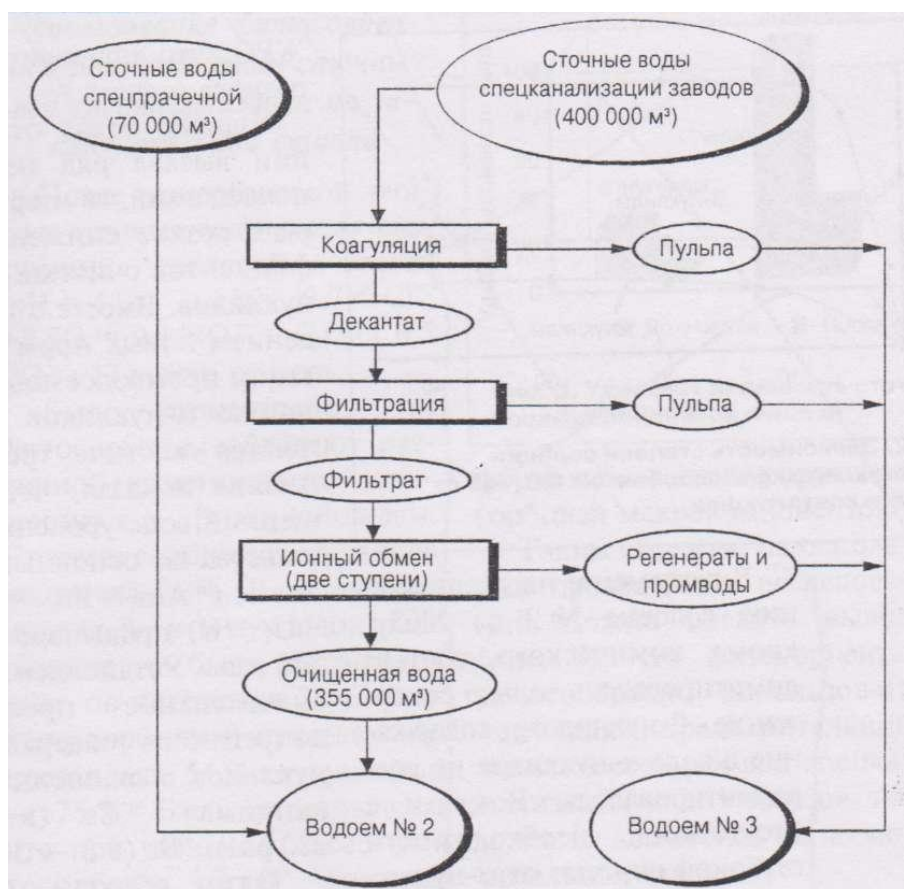


Рис. 4.30 Схема переработки ЖРО низкого уровня активности

Очищенная от солей и радионуклидов вода поступает в водоем № 2, а вторичные отходы – суспензия, воды взрыхления фильтров и регенераты – в водоем № 3 Теченского каскада.

В регламенте на эксплуатацию водоема № 2 до 2003 г. кроме химического состава лимитировалось только содержание β -нуклидов, содержание в воде α -нуклидов не регламентировалось. В связи с отсутствием необходимости глубокой очистки от α -нуклидов из технологической схемы была исключена стадия коагуляции, имеющая ряд недостатков. В

частности, применение коагуляции с использованием солей железа приводило к увеличению общего солесодержания раствора, что в свою очередь сокращало продолжительность фильтроцикла ионообменных фильтров, повышало расход реагентов на регенерацию и увеличивало объем вторичных отходов. Кроме того, образующаяся гидратно-шламовая пульпа гидроксидов железа имеет низкую плотность, поэтому легко взмучивается и выносится на берег водоема-хранилища ЖРО, что приводит к угрозе разноса ветром.

Однако отказ от коагуляции вызвал ряд негативных последствий, в первую очередь резкое снижение коэффициентов очистки вод от α -нуклидов. Вместе с тем с введением новых норм эксплуатации промводоемов к содержанию α -нуклидов предъявляются жесткие требования. Анализ показал, что в очищенной воде уровень вмешательства по основным α -нуклидам (^{241}Am , ^{238}Pu , ^{235}Pu , ^{240}Pu , ^{235}U , ^{238}U) превышен в 130–740 раз. Установлено также значительное превышение допустимого содержания β -нуклидов в очищенной воде, например ^{137}Cs (в 86–220 раз), ^{90}Sr (в 3–36 раз).

Таким образом, с точки зрения современной концепции общего обращения с ЖРО существующая технологическая схема имеет существенные недостатки:

- содержание радионуклидов в очищенной воде превышает нормы, что не позволяет осуществлять их сброс в открытую гидросеть;

- образование большого объема вторичных отходов, которые локализуются в водоемах-хранилищах.

Исследования, проведенные в ЦЗЛ ПО «Маяк», показали, что один из путей решения данной проблемы – дополнительная сорбционная обработка сточных вод на заключительной стадии очистки.

Но следует иметь в виду, что используемые в настоящее время ионообменные смолы обладают низкими прочностными и термическими характеристиками, к тому же в случае увеличения солесодержания раствора или присутствия даже незначительного количества органических веществ существенно уменьшается их сорбционная емкость. Кроме того, учитывая, что отработанные сорбенты сами становятся радиоактивными отходами, важны простота и надежность их утилизации.

Испытания, которые проводили на исходных сточных водах и на сточных водах, прошедших ионообменную очистку, показали, что этим требованиям соответствуют фитосорбенты.

Сточные воды спецканализации имеют достаточно сложный солевой состав (усредненный, pH 7,8), мг/л: 43Cl^- ; 74SO_4^{2-} ; 114NO_3^- ; $10\text{C}_2\text{O}_4^{2-}$; 5PO_4^{3-} ; 450 сухого остатка. Среднее солесодержание составляет 1 г/л, до 45% общего солесодержания приходится на нитрат-ионы.

Суммарная α -активность исследуемых сточных вод составляла 840 Бк/л, β -активность – 48500, γ -активность – 18880 Бк/л.

На основании проведенных исследований был сделан вывод о невозможности глубокой очистки стоков от β - и γ -нуклидов без предварительного обессоливания растворов перед сорбционной очисткой.

Вместе с тем применение сорбции вместо коагуляции позволит значительно упростить дальнейшую схему переработки низкоактивных растворов. В частности, уменьшение общего солесодержания раствора при использовании предварительной сорбционной очистки позволит увеличить фильтроцикл, уменьшить расход реагентов на регенерацию и снизить количество образующихся вторичных отходов.

После ионообменной очистки сточные воды имели следующий солевой состав (рН 4,9), мг/л: $0,7\text{Cl}^-$; $0,8\text{SO}_4^{2-}$; $0,1\text{NO}_3^-$; $1\text{C}_2\text{O}_4^{2-}$; $0,5\text{PO}_4^{2-}$; 17 сухого остатка.

Было установлено, что фитосорбенты обладают различной кинетикой по отношению к α -, β - и γ -нуклидам. Степень сорбции α -нуклидов достигала 95%. В то же время для β - и γ -нуклидов равновесие не было достигнуто даже по истечении 24 ч. Степень сорбции β -нуклидов не превышала 54%, γ -нуклидов – 75%. Было установлено, что при удельной массе фитосорбента 2 г/л достичь практически полного извлечения

β - и γ -нуклидов не удается даже из растворов после ионообменной очистки.

Увеличение массы сорбента не дало существенных изменений в полноте извлечения данных радионуклидов. Остаточная активность сточных вод после сорбции значительно превышала допустимые уровни вмешательства. Неполная сорбция радионуклидов может быть связана с наличием несорбируемых форм либо с конкурирующей сорбцией макрокомпонентов.

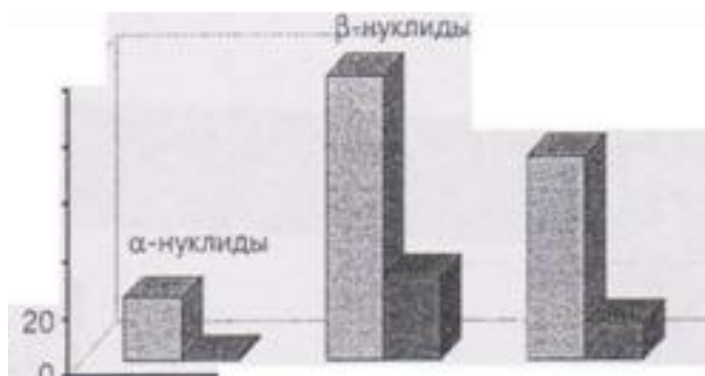


Рис. 4.31 Удельная активность сточных вод до и после сорбционной очистки

Таким образом, на основании проведенных исследований можно сделать вывод (рис. 4.31), что фитосорбенты целесообразно использовать как для предварительной очистки сточных вод спецканализации от α -нуклидов, так и для их доочистки на заключительной стадии.

Исследовано влияние водорастворимых высокомолекулярных полиэлектролитов на ультра- и нанофильтрационные процессы очистки вод, загрязненных $U(VI)$ и $Cr(VI)$ [90]. использованы производные полиакриламида – катионный и ани-

онный Праестолаы. Показано, что при использовании последних максимальный коэффициент задерживания U(VI) как ультра- и нанофильтрационными мембранами составил 0,999, минимальный коэффициент задерживания Cr(VI) ультрафильтрационной мембраной – 0,65.

Данная работа посвящена изучению особенностей взаимодействия озона с ОП-10 и СМС «Кристалл», входящих в состав сточных вод спецпрачечных АЭС, с целью их деструкции и использования, таким образом, озонирование как метода предварительной очистки стоков от ПАВ [91].

В качестве моющих средств в спецпрачечных АЭС используются препараты ОП-7, ОП-10, синтанол НП-1 и др., а также СМС типа «Кристалл», «Прогресс», «Робот». Из пра-чечных радиоактивно-загрязненные воды, содержащие ПАВ, поступают на спецводоочистку (СВО) в химический цех АЭС. Наличие обильной пены в таких водах снижает эффективность работы выпарной установки СВО. Кроме того, попадая на ионообменные фильтры, ПАВ, ухудшают свойства смол, а также, забивая фильтрпоры, снижают скорость фильтрации. Поэтому решение проблемы предварительного удаления ПАВ из сточных вод, поступающих на очистку, позволило бы существенно улучшить работу установок СВО.

Изучено взаимодействие озона с ОП-10 и СМС «Кристалл», входящими в сточные воды спецпрачечных АЭС.

Показано, что кислотность среды практически не оказывает влияния на скорость окисления ОП-10 – полное окисление препарата с концентрацией 130 мг/л в интервале рН 6-11 достигается за 90 мин при расходе озона 1,6 г/г вещества. Коэффициент поглощения 0,64. Продуктами озонирования ОП-10 являются карбоновые кислоты, которые в дальнейшем окисляются до углекислоты и воды.

Установлено, что скорость озонирования СМС «Кристалл» снижается при $\text{pH} < 9$, а величина ХПК существенно уменьшается при озонировании в щелочной среде ($\text{pH} > 9$).

Продуктами окисления СМС «Кристалл», как и в случае ОП-10, являются карбоновые кислоты, которые при дальнейшем озонировании окисляются до углекислоты и воды, что подтверждается уменьшением величины ХПК практически до нуля.

Изучено влияние рН среды, температуры, скорости подачи озоно-воздушной смеси (ОВС) на скорость озонирования модельных растворов к реальным сточным водам Курской АЭС [92].

Показано, что оптимальными условиями разложения ПАВ в модельных растворах стоков спецпрачечной Курской АЭС озоном является: $\text{pH} \leq 11$, 60, 50°C и скорость подачи ОВС 50 л/ч. Определен удельный расход озона для разрушения ПАВ (ОП-10 и СМС «Кристалл») в этих условиях.

На стендовых испытаниях в химцехе Курской АЭС по озонированию реальных стоков спецпрачечной получены исходные параметры (рН среды, расход воды и ОВС) для разложения ПАВ до 90-95%.

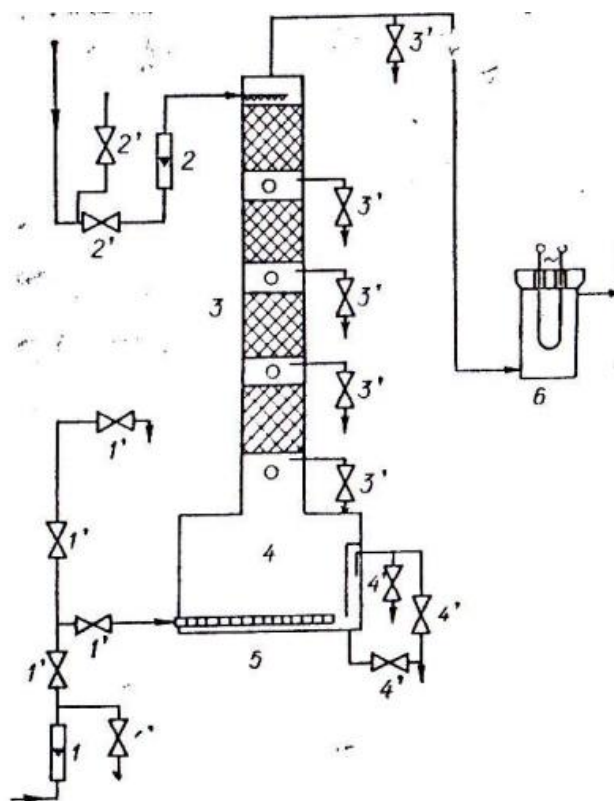


Рис. 4.32. Колонна для озонирования вод спецпрачечной:

1,2 – ротаметры; 1', 2', 3', 4' – вентили пробоотбора и регулировки; 3 – колонна с насадкой; 4 – барботажная камера; 5 – керамический распылитель ОВС; 6 – аппарат термokatалитического разложения озона. Объем барботажной камеры – 81,5, объем колонны с насадкой – 16 дм³. Колонна из нержавеющей стали состоит из 4-х разборных секций диаметром 100, высотой 500 мм (в каждой секции – насадка из профилированной сетки)

Расход озона в зависимости от начальной концентрации ПАВ в стоках составлял 200-500 г на 1 м³ воды.

Проведение исследования показали, что предварительное озонирование стоков с целью удаления ПАВ значительно по-

вышает эффективность работы а выпарных аппаратов, улучшает качество конденсата и увеличивает срок службы ионообменных фильтров.

Одной из основных проблем атомной энергетики является проблема переработки жидких радиоактивных отходов (ЖРО), в которых объем вод душевых и спецпрачечных в НИИ, на АЭС и других ядерных объектах составляет большую часть.

На долю ЖРО приходится только 15% накапливаемой активности, но объемы их огромны. Уже сейчас они составляют примерно 400 млн. м³ и ежегодно увеличиваются на 7 млн. м³. На долю отходов душевых и спецпрачечных приходится ежегодно от 2 до 5 млн. м³.

Эти воды характеризуются высоким содержанием органических моющих веществ и являются низкоактивными отходами. Работать с ними очень трудно, поэтому в большинстве случаев их смешивают с высокоактивными жидкими радиоактивными отходами и затраты считают как затраты на переработку высокоактивных отходов.

В физико-энергетическом институте им. А. И. Лейпунского разработали эффективный метод электрокоагуляции [93], который позволяет резко снизить содержание органических моющих средств в водах спецпрачечных. После чего становится возможным использовать сорбенты для доочистки

водных растворов от тяжелых металлов, в том числе и от радиоактивных.

Для извлечения ионов металлов и радионуклидов из сточных вод широко используются растительные отходы, в том числе древесные опилки, кора, шлам – лигнин.

Модифицированные органические материалы растительного происхождения обладают значительно большей сорбционной емкостью (в десятки, а иногда и в сотни раз) по сравнению с исходными природными материалами и хорошо извлекают из водных растворов тяжелые металлы: железо, медь, хром, кадмий, никель, стронций, цезий, кобальт и др.

Авторы статьи считают, что будущее за фитосорбентами, синтезируемыми на основе не утилизируемых отходов сельского хозяйства, пищевой и деревоперерабатывающей промышленности [93].

В работе было показано, что фитосорбент 728, полученный на основе древесных опилок, обеспечивает доочистку сточных вод спецпрачечных до уровня ПДК от таких радионуклидов, как стронций и кобальт, после предварительной очистки этих вод от органики с помощью электрокоагуляции.

Но хочется напомнить, что в настоящее время ЖРО перерабатываются по выпарной технологии, потребляющей большое количество электроэнергии, что само по себе отрицательный факт. Такая технология является не только дорогостоящей, ее использование приводит к накоплению высокосо-

левых (>500 г/л) конденсатов, которые относятся уже к среднеактивным (10^{-2} – 10^{-3} Ки/л). Их активность обусловлена главным образом радионуклидами стронция и цезия, т.е. получается, что провели дорогостоящую операцию и получили новые, еще более серьезные проблемы.

Новые фитосорбенты 745 и 761, полученные на основе солодовых ростков – основного отхода производства солода на предприятиях пивоваренного комплекса – и ячменной шелухи. Отсутствие ограничений по сырьевой базе является одним из основных критериев оценки жизнеспособности любой промышленной технологии. Новые сорбенты позволяют извлекать радионуклиды из сточных вод душевых и спецпрачечных без их предварительной очистки от органики.

Эти отходы, а точнее вторичные материальные ресурсы, были, есть и всегда будут, пока люди пьют пиво.

Таблица 4.15 Степень сорбции стронция, кобальта и цезия из дистиллированной воды и радионуклидов ^{90}Sr , ^{60}Co и ^{137}Cs из вод душевых и спецпрачечной фитосорбентами 745 и 761

Исследуемая вода	Сорбируемые металлы или радионуклиды	Степень сорбции сорбента, %	
		745	761
Дистиллированная	Sr	95	90
	Co	97	99,8
	Cs	71	46
Сточная душевых и спецпрачечной	^{90}Sr	90	93
	^{60}Co	88	86
	^{137}Cs	50	46

Таблица 4.16 Результаты очистки модельного водного раствора от радионуклидов различными сорбентами

Радионуклид	Сорбент	S, %	K _d , мл/г
⁹⁰ Sr	Фитосорбент 745	95	1,9·10 ³
⁹⁰ Sr	Фитосорбент 761	90	9,0·10 ²
⁹⁰ Sr	Термоксид–213	80	2,5·10 ³
⁶⁰ Co	Фитосорбент 745	97	3,2·10 ³
⁶⁰ Co	Фитосорбент 761	99,8	5,0·10 ⁴
⁶⁰ Co	Термоксид–213	90	6,0·10 ⁴
¹³⁷ Cs	Фитосорбент 745	71	2,6·10 ²
¹³⁷ Cs	Фитосорбент 761	46	8,6·10 ¹
¹³⁷ Cs	Термоксид–213	80	2,5·10 ³

Фитосорбент 745 лучше всего сорбирует стронций при C_{исх} = 500 мг/л, pH 2 (степень сорбции S = 95%, статическая обменная емкость COE = 405 мг/г, коэффициент распределения K_d = 2·10³ мг/г); кобальт при C_{исх} = 50 мг/л, pH 8 (S = 97%, COE = 266 мг/г, K_d = 3,2·10³ мг/г); цезий при C_{исх} = 10 мг/л, pH 4 (S = 70%, COE = 88 мг/г, K_d = 260 мг/г).

Фитосорбент 761 максимально сорбирует стронций при C_{исх} = 1000 мг/л, pH 5 (S = 90%, COE = 371 мг/г, K_d = 900 мг/г); кобальт при C_{исх} = 50 мг/л, pH 8 (S = 99,8%, COE = 250 мг/г, K_d = 5·10⁴ мг/г); цезий при C_{исх} = 100 мг/л, pH 6 (S = 46%, COE = 214 мг/г, K_d = 86 мг/г).

Эффективное извлечение металлов фитосорбентами из водных растворов объясняется сложным сорбционным процессом, состоящим из хемосорбции и физической сорбции, а также механическим захватом гидролизных и коллоидных форм металла, что обеспечивается хорошо развитой поверхностью фитосорбентов.

В настоящее время для очистки ЖРО наиболее широко применяется сорбент марки «Термоксид» [94]. Именно поэтому были проведены сравнительные испытания (табл. 4.16).

Из таблицы 4.16 следует, что значения степени сорбции радионуклидов ^{90}Sr и ^{60}Co фитосорбентами и сорбентом «Термоксид–213» достаточно близки, кроме значений по ^{137}Cs .

Однако расход сорбента «Термоксид–213» в эксперименте равен 1 кг/л, а фитосорбентов 10 г/л, т.е. в 100 раз меньше. Поэтому можно считать, что сорбционные свойства фитосорбентов значительно выше, чем неорганического сорбента «Термоксид–213».

Известно, что при электрокоагуляционной очистке сточных вод спецпрачечной от радионуклидов ^{90}Sr и ^{60}Co также обеспечивается степень сорбции 90%. Это достигается сорбцией радионуклидов на растворенном железе, но радионуклид ^{137}Cs в этом случае вообще не сорбируется. Расход электроэнергии 2 кВт·ч/м³, железа 130 г/м³, дополнительно необходима сорбционная доочистка от ^{137}Cs .

Таким образом, деактивация сточных вод от стронция, кобальта и частично цезия фитосорбентами 745 и 761 без предварительной очистки является весьма перспективным направлением.

4.6 Биологическая очистка вод от радиоактивных загрязнений

Биологическая очистка загрязнённых радиоактивными изотопами вод основывается на трех положениях, вытекающих из работ В. И. Вернадского. Сущность этих положений применительно к изотопам продуктов деления сводится к следующему [17]:

1. Природные грунты и взвеси (глина, почва, особенно ил) обладают по отношению к большинству элементов, образующихся при делении урана, высокой сорбционной способностью и весьма низким процентом десорбции.

2. Большинство пресноводных организмов, особенно планктон и перифитон, обладают чрезвычайно высоким коэффициентом накопления по отношению к большинству химических элементов, которые присутствуют в воде крайне низкой концентрации. Содержание микроэлементов в этих организмах в сотни и даже тысячи раз превышает содержание микроэлементов в окружающей воде (коэффициент накопления 10^2 - 10^3).

3. Большинство пресноводных организмов обладают относительно высоко резистентностью к излучению. Концентрация радиоактивных изотопов в водах порядка 10^{-5} - 10^{-6} кюри/л не вызывает угнетение и отмирания биоса в водоеме. Напротив, иногда присутствие излучателей способствует более

пышному, по сравнению с нормальным, развитию водных организмов.

Рассмотрим способы биологической очистки подробнее.

Медленная песчаная фильтрация – это наиболее старый способ обработки сточных вод. Медленные песчаные фильтры, в отличие от скорых песчаных фильтров, имеет гораздо большую внешнюю поверхность, обеспечивающую крайне низкую скорость фильтрации и, следовательно, большое время контакта раствора с загрузкой фильтра. Так, медленный песчаный фильтр в Брукхейвенской национальной лаборатории имеет площадь 4047 м².

При медленно просачивании раствора через песчаную загрузку фильтра в самом верхнем слое пека образуется тончайшая илистая пленка, состоящая из биологической массы (по-немецки, Schmutzdecke). Эта пленка «активного», т.е. занесенного живыми микроорганизмами ила выполняет основную очищающую функцию медленных песчаных фильтров.

Исследование вертикального распределения поглощенной радиоактивности в песчаной загрузке фильтра показало, что в самом верхнем слое (толщиной 8 см) сосредоточено около 90% общей радиоактивности, в более нижнем слое толщиной 23 см – только 8%, а в остальном слое песка (170 см) – 2%.

В таблице 4.17 приведены данные по очистке радиоактивных сточных вод на медленном песчаном фильтре в Брукхейвенской национальной лаборатории. В этой работе показана

но, что, несмотря на длительную эксплуатацию фильтра, слой песка никогда не насыщался радиоактивностью до такой степени, чтобы степень очистки падала ниже 50%.

Таблица 4.17 **Очистка радиоактивных сточных вод на медленном песчаном фильтре**

Радиоактивный изотоп	Удельная активность, 10^{-3} кюри/л			Степень очистки, %
	Внесенная	Найденная в фильтрате	Удаленная	
^{32}P	10	0,8	9,2	92
^{131}I	11,6	1,4	10,2	88
Смесь продуктов деления	11,6	0,2	11,4	98
^{90}Sr	10,2	0,1	10,1	99
Вода из каналов реактора	52,4	27,7	24,7	47

Очистка радиоактивных грунтовых вод с помощью двухступенчатой фильтрации через медленные песчаные фильтры эффективнее, чем очистка коагуляцией солями железа или алюминия.

Биофильтры. Радиоактивно-загрязненная вода, поступающая на биофильтры (фильтры с окислительными слоями), проходит через аэрируемый слой загрузки, в качестве которой употребляют различные материалы – гравий, щебень, антрацит, керамику, пластмассу и т.п. Так же, как и в медленных песчаных фильтрах, загрузка биофильтра с течением времени покрывается тончайшей пленкой биологического ила, который задерживает взвешенные и коллоидные частицы с ассоциированными с ними радиоактивными изотопами, а так же ионно-дисперсные формы радиоактивных нуклидов [17].

Изучена очистка модельных сточных вод от смеси продуктов деления в зависимости от скорости фильтрации через

биофильтры, а также от содержания в сточных водах органических веществ. Найдено, что изменение скорости фильтрации с 2 до 8,9 м/сутки снижает степень очистки с 80,5 до 71,1%. Рециркуляция ила вновь повышала степень очистки до 83,8%.

Концентрация изотопов менялась в 100 раз (от $5 \cdot 10^{-4}$ до $5 \cdot 10^{-2}$ кюри/л). На примере ^{131}I и ^{32}P было показано, что изменение их исходной концентрации в указанных пределах практически не влияло на степень очистки:

$^{24}\text{Na}(\text{Na}^+)$	13,6%
$^{32}\text{P}(\text{PO}_4^{3-})$	77%
$^{60}\text{Co}(\text{Co}^{2+})$	79%
$^{82}\text{Br}(\text{Br}^-)$	6%
$^{131}\text{I}(\text{I}^-)$	5%

Изучена на лабораторных моделях биофильтров очистка сточных вод от ^{89}Sr и ^{32}P в зависимости от степени биохимической очистки и природы загрузочного материала. Найдено, что более высокими сорбционными свойствами обладает кокс и шлак (степень очистки 98-99%). ^{32}P сорбировался интенсивнее и фиксировался прочнее, чем ^{89}Sr . На загрузках с гладкой поверхностью, с невысокими и неустойчивыми сорбционными свойствами (антрацит, керамика, щебень) эффект очистки зависел только от биологической пленки. Сильное влияние на эффективность очистки с помощью биофильтров оказывало присутствие в очищаемых водах комплексообразователей (например, трилона Б), которые резко ухудшали очистку.

Аэротенки широко применяют при очистке сточных вод от органических веществ. Радиоактивные изотопы, сорбиру-

ванные активным илом, практически не оказывают губительного действия на биоценоз активного ила, который состоит из микробов и простейших.

На степень очистки радиоактивных сточных вод в аэротенках определенное влияние оказывали рН сточных вод, продолжительность аэрации, методы смешения, состояние активного ила и его оптимальная дозировка.

Исследования показали, что при обработке радиоактивных сточных вод активным илом можно удалить долгоживущие радиоактивные изотопы неорганических элементов.

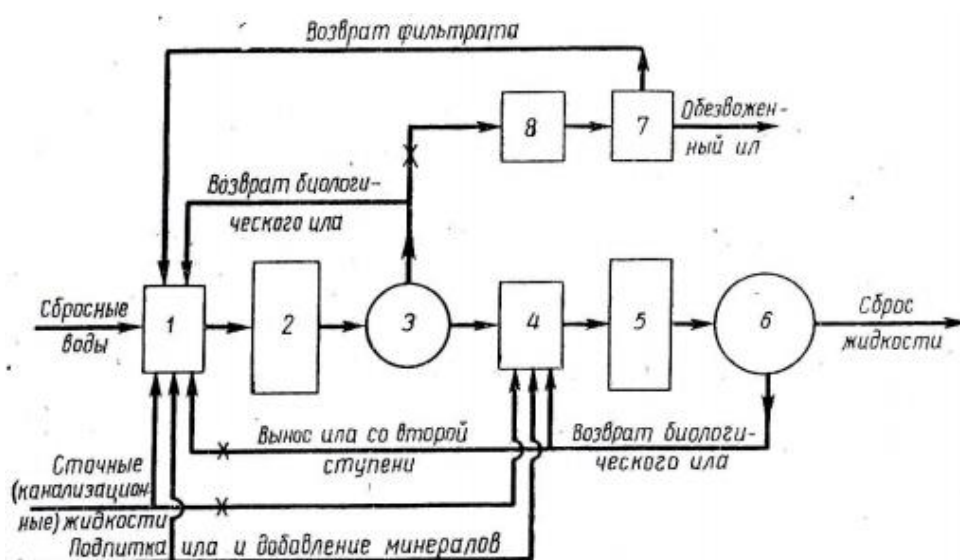


Рис. 4.33 Схема установки для биологической обработки сточных жидкостей в ядерном производстве:

1 – сборный бак первой ступени; 2 – аэротенк первой ступени; 3 – отстойник первой ступени; 4 – сборный бак второй ступени; 5 – аэротенк второй ступени; 6 – отстойник второй ступени; 7 – фильтр для ила; 8 – емкость для выдержки сбросного ила.

В Лос-Аламосе для очистки сточных вод, содержащих ^{239}Pu , построена специальная биологическая установка (рис. 4.33). При начальной концентрации плутония 1,4 мг/л степень

очистки на установке достигала примерно 96% (продувка воздухом осуществлялась в течение 24 ч, последующее отстаивание в течение 1 ч).

Технологическая схема очистки радиоактивных сточных вод на установке состоит в следующем. К сточным водам добавляют канализационные стоки или специальную подпитку и возвратный активный ил. Затем сточные воды проходят через аэротенк и отстойник. Активный ил, осажденный в отстойнике, вновь возвращается в дозирующую емкость, в первичный отстойник или сбрасывается в емкость для выдержки ила. Жидкость из отстойника поступает на вторую ступень процесса, где производится аналогичная обработка, а ил из отстойника второй ступени поступает в дозирующую емкость первой или второй ступени. Для удаления плутония с указанной выше степенью очистки требуется трехступенчатая обработка сточных вод с добавлением органической подпитки перед каждой ступенью. Это усложняет процесс очистки и приводит к образованию в большом объеме шлама, содержащего плутоний.

Влияние стабильного йода на степень очистки в аэротенках от ^{131}I . Так, присутствие 0,1 мг/л стабильного ^{127}I на 8% снижало поглощение ^{131}I активным илом. Аналогичную картину наблюдали и для поглощения активным илом ^{32}P , которое при концентрации стабильного фосфора 6,5 мг/л составляло около 22% и возросло до 85% с уменьшением концентрации носителя до 1,65 мг/л.

Таблица 4.18 **Эффективность биологической очистки сточной воды от различных радиоизотопов**

Радиоизотопы	Степень очистки, %	
	в биофильтрах	в аэротенках
Йод-131	3 – 92	1 – 98
Фосфор-32	20 – 71	20 – 30
Стронций-90	11 – 99	11 – 99
Плутоний-239	75 – 95	75 – 95
Смесь продуктов деления урана	70 – 85	70 – 80
Хром	69	-
Рубидий	32 – 79	-
Цирконий	79	-
Иттрий	87	-
Церий	95 – 99	-

Многие исследователи изучали эффективность очистки окислительных прудов, в которых происходит рост водорослей. Найдено, что в подобных прудах радиоактивные изотопы поглощаются из воды водорослями и природными взвесями. Могут наблюдаться также химическое осаждение и ионный обмен.

Исследовали очистку сточных вод от радиоактивного фосфора в окислительных прудах и установили, что существует прямая связь между ростом клеток водорослей и степенью очистки воды от фосфора, причем степень очистки зависит от биологической активности пруда и количества стабильного фосфора в воде. Степень очистки воды прудов от радиоактивного фосфора составляет приблизительно 93%.

Изучили также эффективность очистки в окислительных прудах от ^{131}I , ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{141}Ce и смеси продуктов деления. Десятидневная обработка продуктов деления в трех последова-

тельно соединенных прудах привела к суммарной очистки от этих изотопов на 88%. ^{137}Cs и ^{131}I плохо извлекались из воды, если в прудах отсутствовали добавки глины и донных осадков. Очистка от ^{90}Sr составляла лишь 33%. Лучшее всего (на 95%) удалялся ^{141}Ce .

Радиоактивные изотопы в прудах могут поглощаться не только водорослями и микробами, но и другими организмами, обитающими в прудах. Нашли, что радиоактивные изотопы Sr и Ca в значительных количествах могут накапливаться в раковинах моллюсков, в хитиновых панцирях ракообразных и скелетах позвоночных. Рутений концентрируется преимущественно в мягких тканях организмов и довольно легко выделяется из них в процессе обмена веществ. Церий и другие редкие земли в очень больших количествах накапливаются планктонными организмами и перифитоном.

Показано, что имеется качественное и количественное сходство в работе прудов и почвенных фильтров, для лучшей очистки воды рекомендуется устраивать систему из нескольких прудов. Данные по работе трех таких прудов представлены в таблице 4.19, из которой видно, что все три пруда работали различно. Из первого вытекала вода, содержащая лишь около 3% исходной активности (96% было поглощено грунтом и биомассой). В следующие пруды вошло очень мало активности (во второй 2,8% и третий ~ 1,8% исходной), но поглощением грунтом и биомассой во втором пруду было лишь около

10%, а в третьем – около 40% поступившего количества активности. Из последнего пруда вытекала вода с активностью 0,7% исходной, т. е. общая очистка была хорошей.

Таблица 4.19 **Общий баланс активности в трех прудах**

Распределение активности	Активность, 10^{-3} кюри	Вошедшая активность, %	Исходная активность, %
Первый водоем			
Введено	1046	100	100
Поглощено грунтом и биомассой	992,1	94,9	94,9
Осталось в воде	24,2	2,3	2,3
Вытекло	29,7	2,8	2,8
Второй водоем			
Введено	29,7	100	-
Поглощено грунтом и биомассой	3,1	10,4	0,29
Осталось в воде	7,8	26,3	0,75
Вытекло	18,8	63,3	1,79
Третий водоем			
Введено	18,8	100	-
Поглощено грунтом и биомассой	7,7	41	0,74
Осталось в воде	3,5	18,6	0,33

Установлено, что для достижения указанной очистки с производительностью 1 м^3 чистой воды в сутки общий объем прудов должен быть 60 м^3 . Дно и стенки прудов должны быть гидроизолированы, чтобы избежать просачивания активной воды через грунт.

Из изложенного можно прийти к выводу, что очистка радиоактивных сточных вод с помощью биологических прудов обладает существенными недостатками:

- 1) для размещения окислительных прудов требуются большие площади;

- 2) эффективность очистки невысока; так, сточные воды, содержащие смесь продуктов деления, очищаются в прудах на 10 – 80%, а ^{90}Sr – только на 20%;
- 3) биологические пруды могут работать непрерывно в течение относительно короткого времени, поскольку в определённый момент емкость этой системы исчерпывается и наблюдается обратный переход поглощенных радиоактивных изотопов в воду;
- 4) после окончания работы биологических прудов занимаемую ими площадь практически нельзя использовать;
- 5) в северных районах биологические пруды не могут работать в зимнее время без подогрева.

Дана сводная таблица степени удаления некоторых изотопов различными биологическими способами (табл. 4.20).

Таблица 4.20 **Эффект удаления радиоактивных изотопов различными биологическими способами**

Радиоактивный изотоп	Степень очистки, %		
	Биофильтры	Аэротенки	Биологические пруды
^{131}I	3 – 85	1 – 98	-
^{32}P	20 – 30	20 – 30	-
^{90}Sr	11 – 99	11 – 99	20
^{239}Pu	75 – 95	75 – 80	-
Смесь продуктов деления	70 – 85	70 – 80	10 – 80

Одним из специфических направлений поиска способа дезактивации жидких радиоактивных отходов низкого уровня является исследование возможностей биотехнологии, в частности в ней водных растений [97].

Очистка водных объектов от радионуклидов имеет свои особенности в сравнении с очисткой воды от органических загрязнений, нефтепродуктов, поверхностно-активных веществ и др. Эти особенности определяются характером радионуклидного загрязнения, связанным с тем что:

- радионуклидное загрязнение неуничтожаемо;
- радионуклиды способны накапливаться в объектах окружающей среды и в связи с этим представляют определенную опасность для природы;
- как правило, радионуклиды содержатся в объектах окружающей среды в микроколичествах.

Поэтому при очистке водоемов от радионуклидов отработавшая растительная масса должна изыматься из воды и в дальнейшем перерабатываться, как радиоактивные отходы.

При разработке технологии очистки воды от радионуклидов с помощью растений необходимо знание некоторых закономерностей динамики размножения растений и накопление ими радионуклидов. Это позволит оптимизировать последовательность высадки растений и изъятия их из воды при достижении максимума накопления радионуклидов.

Ранее для целей очистки водных объектов окружающей среды изучались следующие высшие водные растения – ряска малая, эпидея канадская, мох лептодикций и т.д. Были получены результаты по воспроизводству растительной массы ука-

занных растений и накоплению ими радионуклидов в условиях северного Подмосковья.

Неспособность к перезимовке в условиях минусовой температуры является преградой к распространению гиацинта в северные районы. Однако способность к быстрому вегетативному размножению при благоприятных условиях может быть весьма полезной при использовании данной культуры в течение летнего сезона для очистки водных объектов от радионуклидов и других тяжелых металлов.

Водный гиацинт может быть использован для очистки водных объектов от радионуклидов цезия, стронция и др. Накопление радионуклидов водным гиацинтом происходит как за счет ассимиляции растением, так и за счет оседания взвесей, содержащих радионуклиды, на корневой части растений.

Определено оптимальное количество исходных растений, высаживаемых на единицу площади очистительного водоема, сроки культивирования гиацинта водного в водоемах, при которых происходит максимальное накопление радионуклидов.

Водный гиацинт может быть использован для очистки водоемов в комбинации с другими водными растениями. Принципиальная схема совместного использования растений может быть предложена после изучения условий, характерных для конкретного водоема.

Рассмотрены и опробованы способы переработки отработанной растительной биомассы путем ее сжигания с последующим отвержением зольного осадка в устойчивом цементном или стеклоподобном компаунде.

При добыче урановых руд на последующих стадиях ядерного топливного цикла актуальной проблемой является очистка образующих в значительных количествах загрязненных соединениями урана сточных вод. В настоящее время внимание многих исследований привлекает изучение возможности биотехнологии для водоочистки. Учитывая то, что в аэробных условиях для урана характерно его наивысшая степень окисления, биологические методы очистки основаны либо на микробиологическом восстановлении хорошо растворимых соединений урана(VI) до малорастворимых – урана(IV), либо на сорбции ионов урана(VI) различными биосорбентами: микроорганизмами, водорослями, корнями растений.

При необходимости очистки больших объемов загрязненных вод особенно перспективными, с точки зрения повышения эффективности процесса, является использование иммобилизованных на специальных носителях микроорганизмов типа «ВІА».

Проведенные исследования показали целесообразность использования биологического метода очистки вод от урана (VI). Определены оптимальные условия его извлечения из вод с различным солевым составом и оценены перспективы прак-

тического использования биологического метода очистки от соединений урана(VI) на примере активного ила и бактерий *Xanthomonas campestris* [92].

Образцы иммобилизованного активного ила были приготовлены путем наращивания биомассы на волокнистых насадках типа «ВІЯ», помещенных в последнюю секцию аэротенка Бортанической станции аэрации в течение 3-х суток. Части насадки затем помещали в специально сконструированный биореактор емкостью 6 дм³ с пятью камерами через который со скоростью 2 дм³/ч прокачивали раствор урана (VI) при концентрации 20мг/дм³. Проведены также эксперименты по изучению процесса сорбции урана (VI) активным илом в статических условиях.

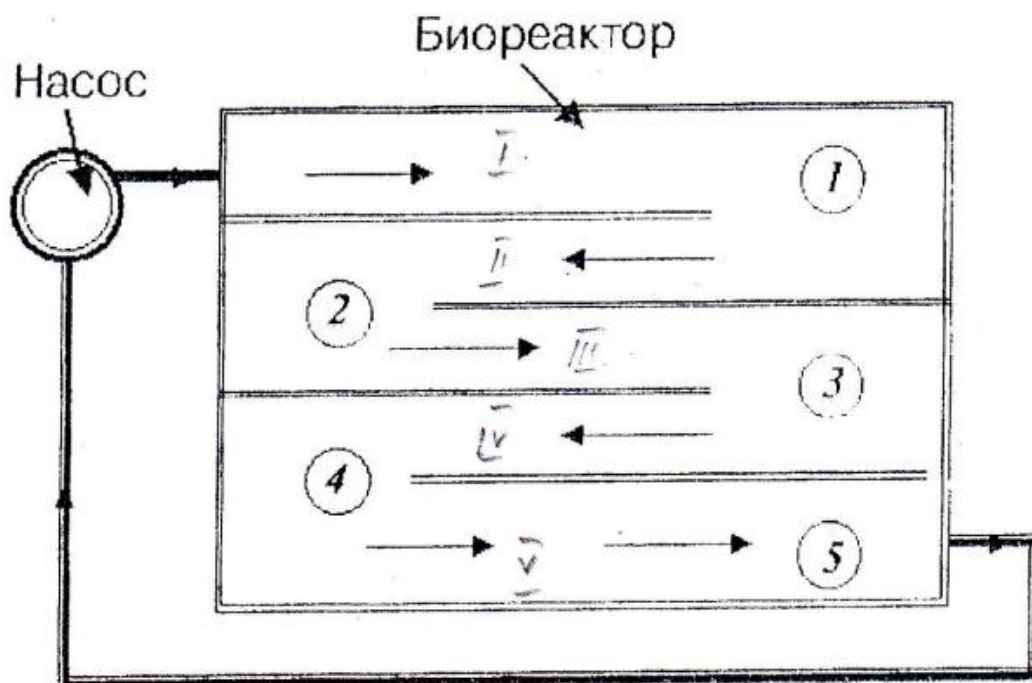


Рис. 4.34 Схема движения очищенного раствора в биореакторе:

1-5 – места отбора проб

Контрольные опыты по сорбции урана проводили как на волокнистых насадках «ВІЯ» без иммобилизованных бактерий, так и на поверхности стенок реактора.

Результаты, полученные при проведении экспериментов в динамическом режиме с использованием иммобилизованного активного ила в качестве биосорбента, показывают закономерное снижение концентрации урана в различных камерах биореактора, обусловленного сорбцией ионов урана основными компонентами активного ила – бактериями *Pseudomonas*, *Achromobacter*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Micrococcus*, *Flavobacterium* и др.

Проведение экспериментов в циркуляционном режиме обеспечивает возможность достижения более глубокой очистки. Так, при концентрации урана 20 мг/дм^3 в исходной воде обеспечивается ее снижение до значений менее 1 мг/дм^3 .

Полученные результаты целесообразно сопоставить с данными по биологической очистке вод от близкого по химическим составам к урану актиноида – плутония. Показано, что для обеспечения 96% степени очистки хлопьями активного ила необходимо трехступенчатая обработка в аэротенках. В то же время проведенные эксперименты показали возможность достижения высоких степеней очистки ($>95\%$) с использованием более простых для последующего аппаратного оформления волокнистых носителей активного ила типа «ВІЯ».

Проведены исследования сорбционного метода очистки поверхностных вод от радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs с использованием гидробиоценоза, иммобилизованного на волокнистом носителе типа «ВІЯ». На основании натуральных испытаний в наиболее загрязненных водотоках левобережной поймы р. Припять в Чернобыльской зоне отчуждения показана эффективность предложенного метода дезактивации [99].

ГЛАВА 5

Очистка вод в районе добычи и переработки урановых руд

Жалеть и экономить воду представляется делом странным и низменным, свойственным лишь прижимистым европейцам, а русской широкой душе противопоказанным.

Российский журнал «Гео», 2013, №6, с. 80.

5.1 Экологическая обстановка в районах добычи и переработки уранового сырья

Украина планирует увеличить производство концентрата урана (U^{238}) в 2,3 раза с 822 тонн в 2008 году до 1,88 тыс. т в 2013 году [105]. В наше время потребность украинских АЭС в концентрате урана составляет 2480 т и обеспечивается на 32% собственными ресурсами. Урановое месторождение в границах Украины имеет сырьевую базу в виде детально разведанных 12 урановых эндогенных месторождений (табл. 5.1). Большинство из них могут быть отработаны только подземным способом и расположены они в границах Кировоградской металлогенизной области. Разведанные и предварительно оцененные ресурсы этой территории превышают 100 тыс. т, из которых около половины оцениваются как высоко рентабельные (до 80\$ за кг урана), а прогнозные ресурсы превышают 200 тыс. т.

Таблица 5.1 Характеристика действующих производств

Объект	Состояние, площадь	Территориальное размещение	Радиоэкологическая характеристика					
			Вид отходов	Заполнение хранилищ		Активность		Мощность дозы γ-излучения, мкЗв/ч
				млн. т	%	общая, ТБк	удельная, Бк/кг	
Ингульская шахта	Эксплуатируется с 1972г. Площадь – 29,6 га	Южные окрестности г. Кировограда	Пустые породы и забалансовые руды	5,8	-	10,8	2006	<1,5
Смолинская шахта	Эксплуатируется с 1976г. Площадь – 7,0 га	В 3 км от пгт Смолино, Кировоградской области	Пустые породы и забалансовые руды	4,8	-	8,8	1640–3250	<2,7
Гидрометаллургический завод	Эксплуатируется с 1959г.	В 2 км севернее г. Желтые Воды	Твердые отходы переработки урановых руд					
в т.ч.: хвостохранилище в КБЖ	Эксплуатируется с 1964г. по 1995г. В н.в. в стадии рекультивации. Площадь – 55,6 га	Санитарно-защитная зона ГМЗ	пульпа	15,9	100	93,3	5850	0,2–1,2
хвостохранилище в балке «Щербановская»	Эксплуатируется с 1959г. по н.в. Площадь – 256,0 га	В 1,5 км южнее г. Желтые Воды	пульпа	28,3	70,0	298,5	10200	1,0–1,8 _(*) 1,8–2,5

Примечание. ^(*) в числителе – над водной поверхностью, в знаменателе – на поверхности открытых хвостов.

Дополнительная сырьевая база урана может быть месторождение урана в осадочным чехле Украинского щита, расположенного в границах Днепровского бурогоугольного бассейна. Эти месторождения могут быть использованы для добычи урана только способом подземного выщелачивания (их около 10). Два из них – Девладовское и Братское (табл. 5.2) уже полностью отработаны. В наше время больше всего подготовлены к работе Садовое, Сафоновское, Новогурьевское, Сурское и

Черноярское месторождения. Требования сырьевого рынка урана заставляют ускорить разработку небольших по запасам и капитальным вложениям месторождения способом подземного выщелачивания.

Таблица 5.2 Характеристика урановых объектов, прекративших свою деятельность

Объект	Состояние	Территориальное размещение	Радиоэкологическая характеристика				
			Общая площадь участка, га	Наличие остаточных растворов в недрах, млн. м ³	Мощность дозы γ -излучения на территории участка, мкЗв/час	Суммарная α -активность почвы участка, в % от нормы	Состояние (миграция) растворов с подземными водами
Участок ПВ «Девладово»	Эксплуатировался с 1959г. по 1983г. На 100% площади выполнены рекультивационные работы. Земли переданы первичному землепользователю	Софиевский р-н Днепропетровской области	235,05	6,0	0,08-0,23	0,5-27,5	Ореол остаточных растворов ПВ малоподвижен и по состоянию на 1999г. он практически не сместился по потоку и остался в границах 1984г.
Участок ПВ «Братское»	Эксплуатировался с 1974г. по 1989г. В настоящее время ведутся дезактивационные работы. Объем выполненных работ 94%	Братский район Николаевской области	112,0	5,2	0,1-0,3	$\frac{2 - 32 (*)}{390 - 1075}$	Ореол остаточных растворов малоподвижен и не выходит практически за свою первоначальную границу, установившуюся на конец отработки месторождения (1989г.)

Примечание. (*) в числителе – показатели на рекультивированных землях, в знаменателе – на землях, подлежащих рекультивации.

В «Институте проблем природопользования и экологии НАН Украины» (г. Днепропетровск) проведены исследования [106] и показано, что ядерно-энергетический комплекс обеспечивает значительную часть общего производства электроэнергии в Украине, что делает его стабильное функционирование важным условием устойчивого развития экономики как на региональном, так и государственном уровне. Вместе с тем, для этого комплекса, как и для любой другой высокотехнологической отрасли, характерным есть наличие ряда социо-эколого-экономических проблем. Основными причинами, которые препятствуют обеспечению сбалансированного устойчивого сырья, есть нестабильность социально-экономических условий в государстве на переходном этапе и отсутствие научно обоснованной, четко определенной стратегии его устойчивого развития. Институтом разработаны концептуальные положения программы [106], которая направлена на обеспечение условий выхода из социально-экономического кризиса и устойчивого развития населенных пунктов, экологически безопасных условий жизнедеятельности в местах размещения и влияния радиационно-опасных объектов добычи и переработки уранового сырья.

По данным Госуправления охраны окружающей природной среды Днепропетровской области, дозовая нагрузка в городе Желтые Воды на местное население составляет $1,268\text{м}^3/\text{год}$, средний гамма-фон на 88% территории города –

16-20 мкР/год, на 8% – 40-50 мкР/год, на 3% – 150-200 мкР/год и на 1% – больше 250 мкР/год. В городе обнаружены 5417 аномальных территорий с интенсивностью гамма-излучения от 120 до 1000 мкР/год, что обусловлено добычей урановых руд [107].

Источниками радиационного загрязнения в городе является Восточный горно-обогатительный комбинат, гидрометаллургический завод, склады урановой руды, твердые отходы горных производств и радиоактивный газ радон. Основными радионуклидами твердых отходов является природный уран, торий-232, полоний-210, свинец-210, радий-226 и другие продукты распада уранового и ториевого рядов. Хвостохранилища занимают более 3,505 тыс. га, на которых накоплено около 50 млн. т отходов с общей активностью 62,1 тыс. Ки. Все это обуславливает повышение радиационного фона, что вместе с другими мутагенными загрязнителями представляет опасность для населения, биоты и их потомков.

Общий токсико-мутагенный фон почв г. Желтые Воды, определенный по интегральному показателю, равен 0,455 и оценивается как «угрожающий». Общая экологическая ситуация почв по этим показателям определяется как «неудовлетворительная». Что касается отдельных тест-полигонов по общему токсико-мутагенному фону, то среди них «неудовлетворительная» экологическая ситуация и «угрожающее» состояние индикаторных систем проявились в 3-х

пунктах: шахта «Южная вентиляционная», площадь Ленина, а также речной ил, размещенный на берегу после очистки реки Желтая.

Результаты тестирования токсичности природных вод свидетельствуют о том, что величина митотического индекса в клетках индикаторов, выращенных на пробах воды из р. Желтая, на 23,8-60,8% ниже, чем в контроле. Наибольшая токсичность отмечена в 3-х пробах воды, отобранных в месте сброса дренажных вод по шахтной канаве, вблизи хвостохранилища шахты Новая и в пробе исходящей воды из р. Желтая. Среднее значение митотического индекса по 6-ти пробам воды равно $88,73 \pm 7,19\%$, что на 36,6% ниже контроля. Согласно оценочной шкале это равно 0,570 у.е., и свидетельствует о том, что уровень поврежденности биосистем «выше среднего», их состояние – «угрожающее», а экологическая ситуация оценивается как «неудовлетворительная».

Оценка мутагенности природных вод из р. Желтая свидетельствует о том, что в клетках индикаторов, выращенных на водных пробах, взятых в р. Желтая, индицируются многочисленные хромосомные патологии. Это говорит о высокой мутагенной активности природных вод.

Общая токсико-мутагенная активность природной воды г. Желтые Воды по ИУПП составляет 0,471 у.е., это говорит о том, что тест-системы биоиндикаторов повреждены «выше

среднего» уровня, их состояние оценивается как «угрожающее», а экологическая ситуация – «неудовлетворительная».

Таким образом, экологическая ситуация на территории г. Желтые Воды по интегральному цитогенетическому показателю в 2003 году – «неудовлетворительная» с «угрожающим» по состоянию биосистем и уровнем их поврежденности «высокий и средний».

Приведены общие принципы стратегии перехода к устойчивому развитию региона добычи и первичной переработки уранового сырья. Сформулированы мероприятия по научно-практической поддержке реализации этой стратегии, в частности введения программы радиационной защиты населения Днепропетровской области, системы экологического мониторинга территории города Желтые Воды и т.п. [108, 109].

Представлены результаты исследования радиоэкологических особенностей окружающей природной среды в регионах уранодобывающих и перерабатывающих производств Украины. Приведен опыт разработки и внедрения инженерно-технических решений и мероприятий по радиационной и социальной защите населения г. Желтые Воды [110, 111, 112].

Урановая промышленность в Украине получила свое развитие в 1951 г., когда началась подземная разработка Желтореченского уранового месторождения, расположенного в г. Желтые Воды. Сегодня на Желтоводской площадке размещены шахты «Ольховская», «Северная-Дренажная», «Капиталь-

ная», «Новая», «Новая-Глубокая», «Южная-Вентиляционная», Гидрометаллургический завод (ГМЗ) по переработке уранового сырья, Сернокислотный завод (СКЗ) по производству серной кислоты и ряд вспомогательных подразделений (рис. 5.1).

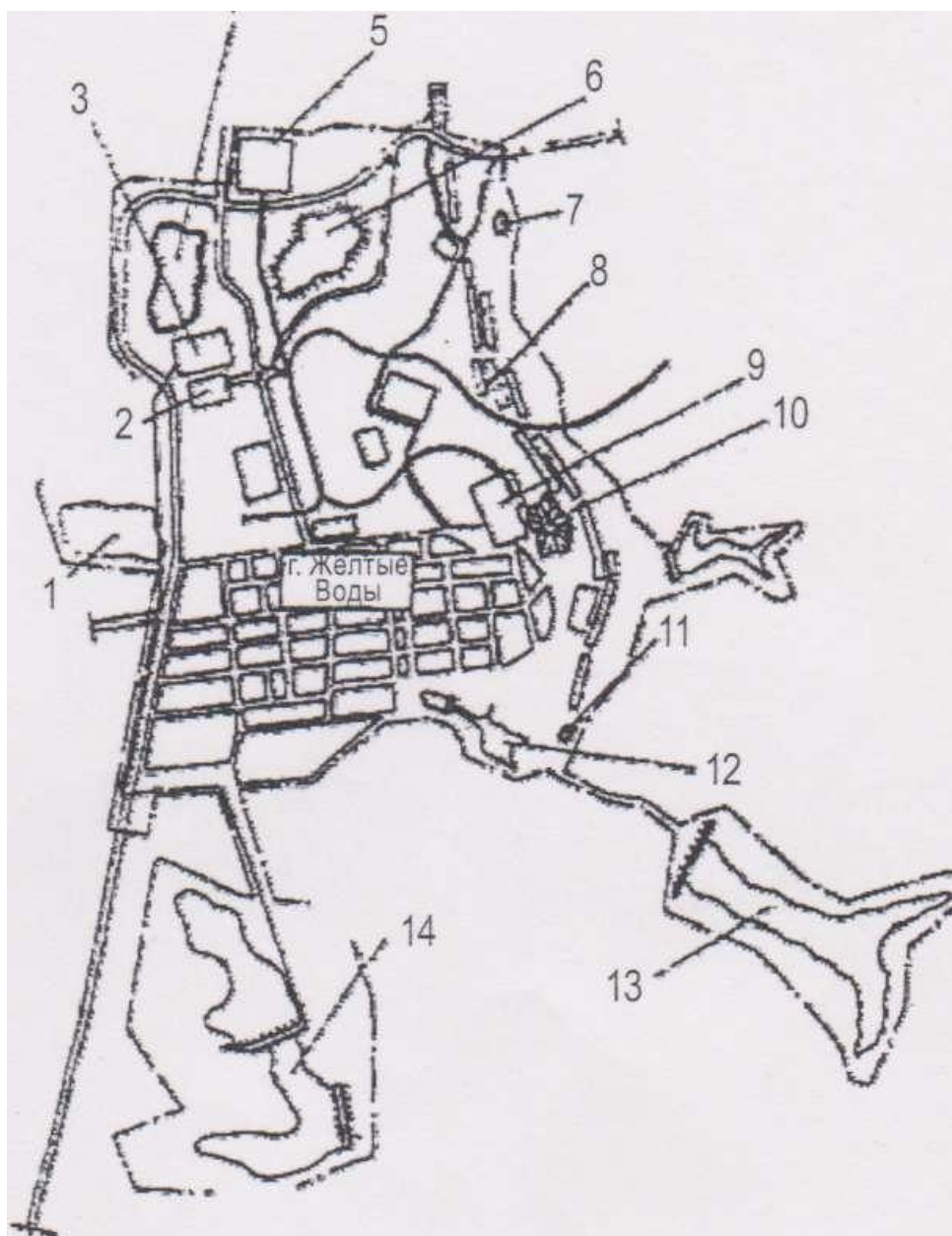


Рис. 5.1 – Желтореченская промышленная площадка:

1 – золоотвал отходов теплоэлектростанции (ТЭЦ); 2 – ТЭЦ; 3 – ГМЗ; 4 – хвостохранилище КБЖ; 5 – СКЗ; 6 – рекультивированный отвал; 7 – карьер «Весело-ивановский»; 8, 9 – шахты «Ольховская» и «Новая»; 10 – зона обрушения (провал); 11 – карьер «Габаевский»; 12, 13, 14 – хвостохранилища «Т», «Р» и «Щ»

С начала эксплуатации Желтореченских железорудного и уранового месторождений образовались два карьера – «Габеевский» и «Веселоивановский», четыре хвостохранилища – отработанный карьер бурых железняков (КБЖ), балки «Щербаковская» («Щ»), «Разбери» («Р») и «Терновская» («Т»), а также воронка обрушения – как следствие подземной разработки железорудного месторождения системами с принудительным обрушением руд и вмещающих пород. Добыча руд в шахтах и карьерах привела к образованию отвалов пустых пород, забалансовых (по содержанию полезного компонента) запасов и нарушению плодородных земель, которые на сегодня частично рекультивированы.

Особую проблему представляет радиационная обстановка в городе. Это связано с тем, что в начальный период эксплуатации Желтореченского уранового месторождения из-за недостатка знаний, отсутствия надежного радиометрического оборудования, эффективных приборов и систем радиационного контроля, а также законодательной базы обращения с радиоактивными отходами часть горных пород, содержащих радиоактивные материалы, несанкционированно использовалась при строительстве дорог, тротуаров, жилых домов и других объектов социальной инфраструктуры (детских дошкольных учреждений, общеобразовательных школ и т.д.). Радиоактивные вещества обнаружены в виде пятен в фундаментах, подсыпке внутри и снаружи помещений большинства

обследованных жилых домов города и дворов частного сектора. Более того, при строительстве во многих случаях использовались материалы (лес, металл и пр.), бывшие в употреблении на шахтах и ГМЗ.

Еще одна опасность исходит от радона – радиоактивного инертного газа без запаха и цвета, который образуется при распаде радия-226, входящего в семейство урана. В зависимости от природы образования этот элемент имеет разные периоды полураспада: радон-222 – 3,8 сут, а радон-220 (торон) – 55,6 с. Радон распространяется по порам (трещинам) почвы, горных пород или руд и может проникать в воздух. Основные источники поступления радона в воздух помещений – почва под зданием, строительные материалы, добываемые на месторождениях (щебень, гравий, песок, камень, цементное и кирпичное сырье), побочные продукты промышленности также золы, шлаки и прочие отходы производства.

В Украине необходимость контроля содержания радона регламентируется Нормами радиационной безопасности Украины (НРБУ-97), согласно которым допустимая концентрация радона в воздухе не должна превышать 50 Бк/м^3 [9].

Радон поступает внутрь здания в основном через канал ввода внешней тепловой сети. Повышенное содержание этого газа в помещениях второго этажа обусловлено его распространением с первого этажа по имеющимся вентиляционным каналам. Вторым локальным источником поступления радона

является колодец (приямок) ввода в здание водопроводной сети.

Мероприятия по снижению концентрации радона и продуктов его распада в воздухе жилых домов включают газоизоляцию строительных конструкций, создание повышенного давления в помещениях, подпольную вентиляцию и уменьшение подпольного давления [9].

Для озеленения территории города производится высадка деревьев и кустов, стойких к повышенной загазованности и запыленности, которые являются естественными сорбентами радионуклидов (к ним относятся: деревья – каштан конский обыкновенный, клен ясенелистный, тополь пирамидальный, липа крупнолистная, дуб крупнопыльниковый, береза бородавчатая; кусты – скумпия, спирея Бумальда, жимолость; декоративные растения – сирень обыкновенная, роза и прочие).

5.2 Очистка вод уранодобывающих шахт и рудоперерабатывающих комплексов

Сброс без соответствующей очистки загрязненных шахтных вод в гидросеть района расположения предприятия приводит к заметному повышению содержания естественных радионуклидов в воде близлежащих водоемов, в их донных отложениях, а также в гидробионтах и береговой растительности. Величина этого повышения и расстояния, на которое оно прослеживается, зависит напрямую от качества сбрасываемых

вод и степени их разбавления в точке их сброса. При сбросе шахтных вод в маловодные реки и ручьи повышенное содержание урана и ЕРН в воде и донных отложениях может привести к более неблагоприятной обстановке.

В настоящее время в технологических схемах добычи урановых руд и на Ингульской, и на Смолинской шахтах действуют установки по очистке шахтных вод (УОШВ).

Шахтные воды и производственные сточные воды после очистки на УОШВ частично используются для производственных нужд, остальное количество сбрасывается в водоприемники: на Ингульской шахте – непосредственно в р. Ингул, а на Смолинской шахте – через пруд-усреднитель, куда поступают также сточные воды котельной, по балке (длина – 3,5 км) в р. Кильтень [11].

Внедренная технология предложена ЦНИЛ ВостГОКа.

Принципиальная схема очистки по этой технологии включает (рис. 5.2):

- реагентную обработку сточных вод щелочным реагентом;
- последующее осветление с применением флокулянта;
- нейтрализацию перед сбросом в водоем.

Существующие очистные установки с учетом рекомендации включают:

- реагентное хозяйство (прием, хранение реагентов и приготовление рабочего раствора для реагентной обработки воды);

- узлы приготовления рабочих растворов флокулянта и кислоты (для нейтрализации очищенных вод);
- аппараты для реагентной обработки шахтных вод (пачуки смешения);
- радиальные отстойники;
- узел обезвоживания осадка из радиальных отстойников (на дисковых вакуум-фильтрах);
- горизонтальные отстойники для предварительной механической очистки производственных сточных вод.

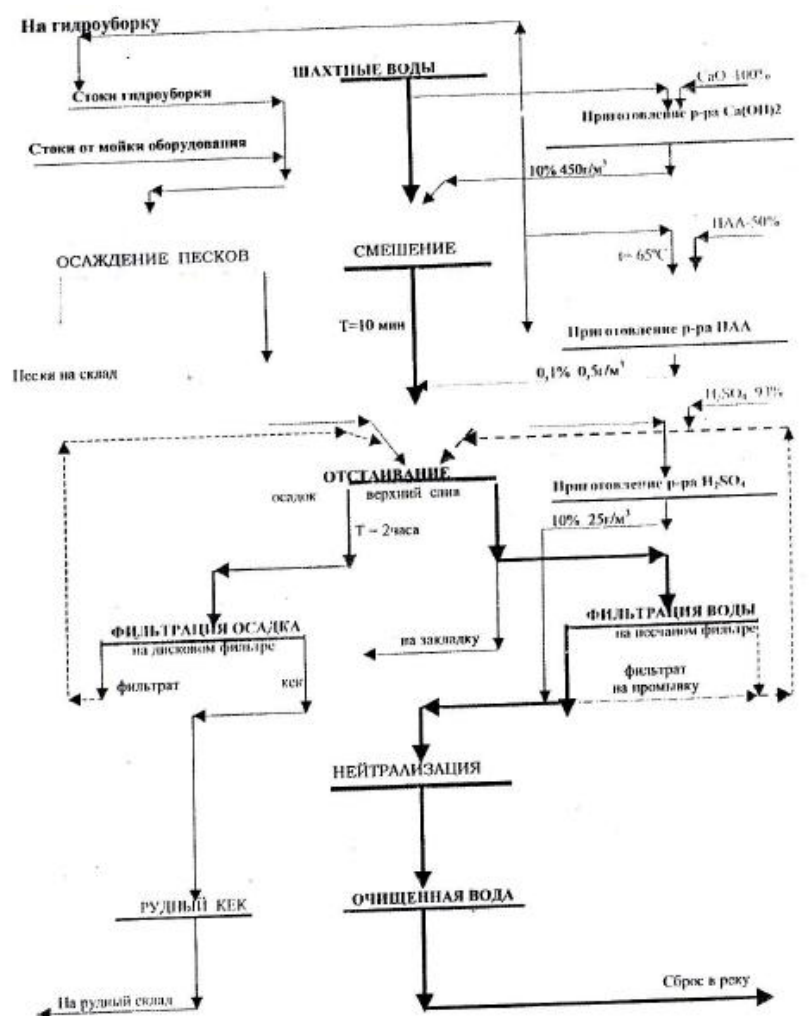


Рис. 5.2 Технологическая схема очистки шахтных вод

1, 50 – пачук $V=50 \text{ м}^3$; 3 – радиальный сгуститель 24 м; 5 – емкость $V=250 \text{ м}^3$; 7 – насос 2ПН-3Г; 8 – насос 3ГР-6; 9 – насос 8ГрТ-8; 29 – дисковый вакуум-фильтр с вакуум-системой; 30, 95 – чан контактный $V=6 \text{ м}^3$; 82, 94 – насос вертикальный ПНВГ-2А; 83 – отстойник горизонтальный двухсекционный; 85 – фильтр песчаный «скорый» $S=25 \text{ м}^2$; 86, 87 – насос Д800-57б; 88 – емкость $V=6 \text{ м}^3$ с поддоном; 89 – насос Х18/20; 90 – потокогаситель; 91 – емкость расходная $V=0,15 \text{ м}^3$; 92 – емкость смесительная $V=0,15 \text{ м}^3$

351

верстие, дозируется по значению рН в пачуки 1-1-:-2 на смешение с исходной шахтной водой. Пачуки установлены последовательно, общий рабочий объем составляет 100 м³, что обеспечивает при оптимальном режиме работы установки время смешения с реагентами не менее 10 минут. Для лучшего смешения реагента с шахтной водой в обоих пачуках производится перемешивание сжатым воздухом. Из пачука 1-2 обработанная вода самотеком направляется на отстаивание в радиальные сгустители 3, туда же из растворных контактных чанов 95 подается раствор ПАА для улучшения процесса осаждения взвесей. Оптимальное время отстаивания – 2 часа, что обеспечивает содержание взвесей в осветленной воде в пределах 20-30 мг/л.

Сгущенные шламы шахтных вод и осадки минеральных солей с радионуклидами и ураном, в виде нижнего слива сгустителя при Т:Ж=1-4-:-10, насосом 8 периодически подаются в накопительный контактный чан 30, откуда поступают на фильтрацию на дисковый вакуум-фильтр 29 (не реже 1-2 раз в сутки). Перед началом фильтрации включают в работу водокольцевой вакуумный насос 25. Фильтрат откачивают обратно в сгустители; кек фильтрации собирается в контейнер и автотранспортом перевозится на рудный склад в товарную руду.

В качестве загрузки песчаных фильтров используется промытый речной песок фракции 0,8-2,0 мм; в качестве подстилающего слоя используется гравий фракций 2-40мм, ско-

рость фильтрования – 8-10 м/час, форсированная при промывке – 121 м³/час. В процессе фильтрации загрузка фильтров забивается взвешенными частицами, что приводит к снижению эффективности их работы. Потому песчаные фильтры периодически, поочередно, один раз в сутки подвергаются регенерации (восстановлению). Для этого из работы выводят фильтр, требующий регенерации, а два оставшихся в это время ведут работу в форсированном режиме. Площадь фильтрации одного фильтра – 25 м². Регенерация фильтра производится обратным потоком водовоздушной смеси по следующему регламенту: продувка воздухом с интенсивностью 15-20 л/см² в течении 1-2 мин., затем совместная водовоздушная промывка с интенсивностью подачи воздуха 15-20 л/см² и воды 4 л/см²; воды (без продувки) с интенсивностью 6-8 л/см² в течение 4-5 минут. В общей сложности это составит работу промывного насоса 86 с максимальной производительностью 540 м³/час в течение 10 минут по откачке на регенерацию очищенной шахтной воды в количестве 67,5 м³ за одну промывку. Откачка промышленных вод со шламами осуществляется насосом 87. После промывки песчаный фильтр восстанавливает свои фильтрующие свойства.

Осветленная вода верхнего слива сгустителей поступает самотеком в накопительную емкость 5 и насосами 9 подается на «скорые» фильтры 85 через гаситель потока 90, часть воды сезонно отводится для использования в гидрозакладку шахты.

Очищаемая шахтная вода фильтруется на фильтрах для окончательного удаления взвешенных веществ-шламов и осадков минеральных солей (остаточное содержание взвесей не более 2 мг/л).

Используемая для подкисления (нейтрализации) очищенной шахтной воды концентрированная серная кислота хранится в емкости 88, откуда периодически подается насосом 89 в расходную емкость 91, из которой кислота дозируется для приготовления 10% раствора в смеситель 92. Из смесителя раствор кислоты самотеком поступает в сливную трубу очищенной шахтной воды фильтра на нейтрализацию (гидравлическое перемешивание в трубе) и далее по сбросному коллектору поступает в гидрографическую сеть.

Для предварительной очистки от грубых взвесей стоков гидроуборки и узла мойки оборудования запроектировано строительство двухсекционного горизонтального отстойника открытого типа, совмещенного с узлом мойки оборудования и транспорта. Поступление стоков неравномерное, периодическое; подача стоков гидроуборки в период интенсивного дождя не предусматривается. Мойка оборудования ведется очищенной шахтной водой без фильтрации. Периодически, один раз в неделю, осуществляется выгрузка уловленных песков и шламов из отстойника экскаватором и вывоз их на рудный склад. В сливной камере отстойника 83 установлено масло-сборное устройство для улавливания нефтепродуктов. предва-

рительно очищенные от крупных взвесей стоки самотеком поступают в приямок гидроуборки насосной сгустителей, откуда откачиваются насосом 82 в сгустители на смешение с обработанной исходной шахтной водой, и далее очищаются с основным потоком по описанной ранее схеме.

Для отработки технологических параметров процесса очистки по предложенной технологии в ЦНИЛ ВостГОКа проведены лабораторные исследования, а также опытно-промышленные испытания на УОШВ Ингульской шахты. Промышленная эксплуатация установок УОШВ на обеих шахтах в течение текущего года подтвердила правильность выбора параметров процесса очистки шахтных вод от ЕРН.

На обеих шахтах образуются две категории загрязненных сточных вод: шахтные и производственные.

Производственные сточные воды подвергаются очистке совместно с шахтными водами на УОШВ.

На Ингульской шахте производственные сточные воды образуются на площадке дробильно-сортировочного комплекса в процессе гидроуборки и на участке мойки технологического автотранспорта и оборудования (здесь используется очищенная шахтная вода). Суммарное количество этих сточных вод относительно небольшое (не превышает 2-3% от количества шахтных вод), но они содержат значительное количество взвешенных веществ различной степени дисперсности. Поэтому перед поступлением на УОШВ производственные

сточные воды проходят предварительную очистку в горизонтальном отстойнике и освобождаются от крупных взвесей.

На Смолинской шахте производственные сточные воды образуются на рудо-обоганительной фабрике (РОФ). В качестве исходной воды в этом процессе используется также очищенная шахтная вода. Расход сточных вод составляет около 30 м³/час (примерно 10% расхода шахтных вод). Они отличаются высоким содержанием отмываемого рудного материала и повышенным (по сравнению с шахтными водами) содержанием радионуклидов.

Образующиеся в процессе обогащения руды сточные воды проходят на РОФ классификатор, где освобождаются от наиболее крупных шламовых частиц, а затем направляются на дополнительную механическую очистку в горизонтальные отстойники, после чего направляются на УОШВ.

Шахтные воды представляют собой метаморфизованные подземные воды, откачиваемые из подземных горных выработок.

На Смолинской шахте расход шахтных вод довольно стабилен и оставляет около 270 м³/час. Общий приток на УОШВ шахтных вод и сточных производственных вод составляет около 300 м³/час.

На Ингульской шахте расчетный расход шахтных вод составляет 500 м³/час.

Шахтные воды характеризуются довольно разнообразным качественным составом растворенных веществ, содержание которых зависит от особенностей разрабатываемого месторождения. Из данных аналитического контроля за период 1999-2000 гг. следует, что реакция среди шахтных вод близка к нейтральной (рН равен 7,0-8,2). Общая их минерализация на Смоленской шахте не превышает 1 г/л и находится в основном в пределах 600-850 мг/л. Минерализация подземных вод Ингульской шахты более высокая и достигает в отдельные периоды 2,5-3,0 г/л. При этом катионный состав вод обеих шахт представлен в основном натрием и кальцием, а анионный на Смолинской шахте представлен преимущественно сульфат- и гидрокарбонат-ионами, а на Ингульской шахтах сульфат- и хлорид-ионами (в пересчет на г-экв./л).

Применяемый способ добычи урановой руды на рассматриваемых объектах обуславливает наличие в шахтных водах азотсодержащих веществ – аммонийных соединений, нитратов и нитритов. Их содержание нестабильно, что определяется как динамикой их поступления в шахтные воды, так и способностью взаимного превращения под действием микроорганизмов и в зависимости от наличия кислорода в месте их нахождения.

Содержание аммонийных ионов обычно не превышает 1 мг/л, повышаясь иногда до 2-5 мг/л. Концентрация нитрат-ионов находится чаще всего в диапазоне 2-30 мг/л, повышаясь периодически до 50-80 мг/л, а концентрация нитрит-ионов ко-

леблется от долей мг/л до 1-3 мг/л. Из этих данных следует, что концентрация азотсодержащих веществ в шахтных водах близка к ПДК этих веществ в воде водоемов.

Специфической особенностью рассматриваемой категории шахтных и производственных сточных вод является наличие в них естественных радионуклидов уранового ряда – урана, радия-226, тория-230, свинца-210, полония-210.

Из данных радиохимического анализа следует, что в шахтных водах Смолинской шахты содержание ЕРН за редким исключением находится в следующих пределах:

уран	– 0,5–1,0 мг/л;
радий-226	– $(2,4–6,0) \cdot 10^{-11}$ Ку/л;
торий-226	– $(0,4–1,3) \cdot 10^{-11}$ Ку/л;
свинец-210	– $(1,5–6,0) \cdot 10^{-11}$ Ку/л;
полоний-210	– $(0,3–1,1) \cdot 10^{-11}$ Ку/л.

В подземных водах Ингульской шахты содержание радия находится в тех же пределах, что и в водах Смолинской шахты, а содержание урана колеблется в более узком диапазоне 0,4-0,6 мг/л.

Высоким содержанием ЕРН отличаются сточные воды РОФ. По данным анализов, оно колеблется в следующих пределах:

уран	– 1,4–4,4 мг/л;
радий-226	– $(10,0–14,0) \cdot 10^{-11}$ Ку/л;
торий-230	– $(2,0–14,0) \cdot 10^{-11}$ Ку/л;
свинец-210	– $(4,0–32,0) \cdot 10^{-11}$ Ку/л;
полоний-210	– $(2,0–7,0) \cdot 10^{-11}$ Ку/л.

В шахтных водах присутствует также ряд микроэлементов: железо, алюминий, кобальт, свинец, медь, кадмий, цинк. Их концентрация находится на уровне ПДК в воде водоемов или значительно ниже. Другие примеси в шахтных водах присутствуют в незначительных количествах. Определение таких концентраций весьма затруднительно, поэтому определялись возможные верхние пределы концентраций. Фактически же концентрации находятся ниже этих пределов.

Необходимо также оценить возможность достижения с помощью принятой технологии степени очистки шахтных вод от радиоактивных веществ существующим санитарным требованиям.

За время, прошедшее после разработки проектов реконструкции УОШВ и их реализации, эти требования существенно «ужесточились» в связи с введением новых Норм радиационной безопасности Украины (НРБУ-97). В этом документе приведены нормы содержания радиоактивных веществ в питьевой воде, но поскольку ПДК химических веществ в воде водоемов не превышает эти же показатели в питьевой воде, то при определении условий отведения сточных вод (шахтных вод) будем ориентироваться на эти нормы, которые приведены в табл. 5.3.

При степени очистки шахтных вод, принятой технологией для действующих урановых шахт, расчетный показатель, определяющий допустимость отведения сточных вод в водный

объект и равный сумме отношений концентраций каждого из радионуклидов в очищенной воде к соответствующим ПДК (по НРБ–76/87), составлял для Смолинской шахты – 0,441, для Ингульской – 0,353. При пересчете на новые ПДК (НРБУ–97) эти показатели составляют соответственно 1,53 и 1,99, т.е. принятая в проектах степень очистки шахтных вод не соответствовала действующим нормам.

Таблица 5.3 Нормы радиационной безопасности СССР и Украины

Вещество	Предельно допустимая концентрация	
	НРБ–76/87	НРБУ–97
Уран	1,8 мг/л	0,26 мг/л
Радий-226	$5,4 \cdot 10^{-11}$ Ку/л	$2,7 \cdot 10^{-11}$ Ку/л
Торий-230	$2,2 \cdot 10^{-11}$ Ку/л	$2,7 \cdot 10^{-11}$ Ку/л
Свинец-210	$7,7 \cdot 10^{-11}$ Ку/л	$1,35 \cdot 10^{-11}$ Ку/л
Полоний-210	$39,0 \cdot 10^{-11}$ Ку/л	$0,54 \cdot 10^{-11}$ Ку/л

В связи с этим были детально проанализированы результаты лабораторных исследований и промышленных испытаний с целью выявления возможности и путей повышения эффекта очистки шахтных вод.

В ходе исследований было установлено следующее:

- переоборудование сгустителей (устройство радиального успокоителя) позволило снизить содержание взвешенных веществ в верхнем сливе сгустителей и увеличить эффективность очистки шахтных вод от урана и ЕРН;
- добавки к шахтным водам даже небольших количеств гидролизованного полиакриламида (ГПАА) способствует по-

вышению степени осветления шахтных вод и уменьшению содержания радионуклидов до предельно допустимых содержаний, предусмотренных НРБУ–97;

- показано, что наибольший эффект в удалении урана и ЕРН получен при расходе ПАА, равном $2,6 \text{ г/м}^3$.

Можно сделать вывод, что обеспечение полного цикла очистки шахтных вод (реагентная обработка, отстаивание с введением флокулянта, фильтрование) с наибольшим приближением условий к оптимальным, дает довольно высокий эффект снижения содержания радиоактивных загрязнений (по урану – 97,3-97,5%, по радию – 82,9%, по торию – 83-87,5%), остаточное содержание радионуклидов колебалось в пределах:

по урану	– 0,01–0,1 мг/л;
по радию-226	– $(0,2–0,3) \cdot 10^{-11} \text{ Ку/л}$;
по торию-226	– $(0,2–0,4) \cdot 10^{-11} \text{ Ку/л}$;
по свинцу-210	– $(0,2–0,4) \cdot 10^{-11} \text{ Ку/л}$;
по полонию-210	– $(<0,1–0,2) \cdot 10^{-11} \text{ Ку/л}$.

Таким образом, разрешающая способность принятого способа очистки шахтных вод на действующих УОШВ Смоленской и Ингульской шахт позволяет достичь требуемой степени снижения содержания радионуклидов при ведении процесса в оптимальных условиях и обеспечить суммирующий показатель отношения концентраций радионуклидов в очищенной воде к ПДК для средних значений остаточных концентраций урана и ЕРН – 0,93, для максимальных – 1,3.

На территории Днепропетровской и Кировоградской областей в соответствии с социально-экономическими и экологическими особенностями выделяется регион добычи и первичной переработки сырья. Этот регион обладает мощным промышленным потенциалом, однако ряд факторов не дает возможности достичь желаемого социально-экономического эффекта [113]. На протяжении последних десятилетий в регионе возникли многочисленные социальные, экономические и экологические проблемы, которые нуждаются в неотложном решении. Обусловлено это тем, что население региона с 50-60-х годов прошлого столетия вынуждено проживать в зоне долгосрочного техногенного и радиационного загрязнения [63].

На протяжении более 50 лет здесь осуществлялись радиационно-опасные технологические процессы [114]: рудничная разработка и подземное выщелачивание урановых месторождений; доменная выплавка уран-железосодержащих руд; извлечение солей урана из урановых руд; захоронение радиоактивных отходов вследствие добычи и обогащения, урановых руд и др. В результате в пределах этих объектов и на прилегающих к ним территориях зафиксированы аномалии мощности экспозиционной дозы γ -излучения (МЭД) – до 3000 мкР/ч и более. В числе последних особо следует отметить участки складирования (хвостохранилища) отходов обогащения и первичной переработки, урановых руд.

На территории региона сформировались отдельные локальные участки с радиационным загрязнением на один-два порядка выше природного фона. Выявлено загрязнение почв, поверхностных и подземных вод, атмосферного воздуха такими радионуклидами, как уран-238, радий-236, свинец-210 и полоний-210. В поверхностном слое почв концентрация этих радионуклидов превышает фоновую в несколько раз. Особую экологическую опасность создают места складирования (хвостохранилища) жидких низко активных отходов переработки урановых руд, которые содержат до 70% цезия-134 и сильно отличаются солевым составом.

В настоящее время в Украине разведано порядка пятидесяти месторождений урановых руд, сведения о десяти из которых переданы МАГАТЭ [115]. По разведанным запасам урановых руд Украина вошла в первую с десятку среди стран мира. Это позволит в дальнейшем полностью обеспечить существующие и планируемые к запуску блоки АЭС собственным топливом. Расположенные в Кировоградской и Днепропетровской областях уранодобывающие шахты осуществляют постоянную откачку воды, загрязненную ураном и естественными радионуклидами (ЕРН). Общее солесодержание при этом колеблется от 1,5 до 2,5 г/дм³, но на некоторых предприятиях может достигать до 30 г/дм³ и выше. Концентрация солей в стоках горно-металлургических комбинатов Украины может составлять от 30 до 120 г/дм³.

Количество сточных вод – 2-20 л на 1 г получаемого урана-235. Объём откачиваемых вод на Ингульской шахте будет достигать 800 м³/час, а на Смолинской шахте – порядка 400 м³/час [115].

Радиоактивные сточные воды отличаются большим разнообразием содержащихся в них радиоактивных элементов. Наиболее опасными для человека и животных являются изотопы: стронций-90, цезий-137, йод-131. Попадая в организм, они вызывают тяжелые заболевания (онкологию, генетические изменения, ослабление иммунитета, врожденные пороки у детей, ломкость и плохая срастиваемость костей). Источником загрязнения воды наиболее часто являются продукты деления урана-235, состоящие из короткоживущих и долгоживущих радиоактивных изотопов. Высокоактивные сточные воды с содержанием радиоактивных изотопов более 1 мкюри/дм³ образуются в первой стадии процесса переработки используемого ядерного топлива, при котором ставится цель изъятие топливных и расщепляемых материалов, а также ряде других процессов. Кроме продуктов расщепления высокоактивные сточные воды содержат большое количество нерадиоактивных солей (свыше 10 г/дм³), азотную кислоту, органические растворители и др. Радиоактивных сточных вод низкой активности (до 1 мкюри/дм³) значительно больше. Они образуются при добыче и переработке руды, стирке одежды, удалении радиоактивных загрязнений из помещений, эксплуатации реакторов, лабора-

торных исследований, использовании радиоактивных изотопов в лечебных целях.

По данным Всемирной Организации Здравоохранения (ВОЗ) 13 тыс. потенциально токсичных элементов содержит вода [115]; 80% заболеваний, от которых ежегодно умирают 25 млн. чел., передаётся водой.

Специфические свойства радиоактивных отходов требуют применения специальных методов переработки, которые сводятся к концентрированию отходов и рассеиванию в окружающей среде при соблюдении предельно допустимого содержания в ней радиоактивных изотопов. Концентрированию подвергаются сточные воды высокой активности и с большим периодом полураспада радиоактивных загрязнений. После концентрирования радиоактивные отходы хранятся в специальных резервуарах или переводятся в твёрдое состояние связывающими материалами. Применяется также сплавление отходов с керамическими материалами, стеклом, после чего полученные блоки закапываются глубоко в землю.

Обезвреживание сточных вод, содержащих изотопы с большим периодом полураспада (до 60 дней), производится в резервуарах с целью снижения радиоактивности до допустимых норм. Для отвода тепла, выделяющегося в результате естественного распада радиоактивных веществ, необходимо предусматривать водяное охлаждение резервуаров. Для защиты от радиации под резервуарами насыпается слой земли тол-

щиной до 3 м. Все сточные воды, содержащие радиоактивные вещества, перед сбросом в почву или водоём должны подвергаться очистке.

К жидким радиоактивным отходам относятся [13]:

- растворы неорганических веществ;
- пульпы фильтроматериалов, шламы;
- органические жидкости (масла, растворители и др.), имеющие радиационные характеристики: а) содержание отдельных радионуклидов превышает допустимую концентрацию, установленную для воды, используемой населением для хозяйственно-питьевых целей (PC_B^{ingest} по НРБУ–97) [1]; б) состав смеси радионуклидов таков, что сумма соотношения удельной активности каждого отдельного нуклида к соответствующему его значению PC_B^{ingest} (табл. п.2.2 НРБУ–97) превышает единицу.

PC_B^{ingest} – допустимая концентрация радионуклидов в питьевой воде; PC^{inhal} соответственно в атмосфере [13].

Жидкие радиоактивные отходы подразделяются на категории (табл. 5.4).

Таблица 5.4 **Классификация категорий жидких радиоактивных отходов (РАО)**

Категория РАО	Интервал значения удельной активности, Бк/м		
	бета, гамма- излучения радионуклидов	альфа-излучения радионуклидов	трансурановые альфа-излучения радионуклидов
Низкоактивные	меньше 10^3	меньше 10^2	меньше 10
Среднеактивные	от 10^3 до 10^7	от 10^2 до 10^6	от 10 до 10^5
Высокоактивные	больше 10^7	больше 10^6	больше 10^5

В случае одновременного присутствия в отходах альфа-, бета-, гамма-активных нуклидов категория отходов определяется по наибольшему установленному их значению.

Краткая характеристика объектов уранового производства. Урановая промышленность в Украине получила развитие с началом подземной разработки Желтореченского уранового месторождения (1951 г), расположенного в г. Желтые Воды Днепропетровской области [111], а также ПО «Приднепровский химический завод» (г. Днепродзержинск), до 1995 г. перерабатывавший урановые руды [13]. Желтореченская площадка является основной в системе Восточного горно-обогатительного комбината (ВостГОКа).

На ней размещены шахты «Ольховская», «Северная–Дренажная», «Капитальная», «Новая», «Новая–Глубокая», «Южная–Вентиляционная», завод по переработке уранового сырья (ГМЗ), завод серной кислоты (СКЗ) и ряд вспомогательных подразделений, здесь расположен также офис комбината. С начала эксплуатации Желтореченского месторождения образовались два карьера и четыре востохранилища.

ВостГОК добывает урановую руду (1 т руды содержит 2 кг U_3O_8) подземным способом и закладкой выработанных пространств твердеющими смесями на месторождениях Кировоградской области, а переработку ведёт на ГМЗ г. Желтые Воды Днепропетровской области.

Шахта «Ингульская» ВостГОКа создана в 1968 г. на базе уранового месторождения вблизи южной окраины г. Кировограда, а очистные работы были начаты в 1972 году. «Смолинская» шахта ВостГОКа образована на базе уранового месторождения в 1976 году в 3 км от пгт. Смолино Кировоградской области [63].

В настоящее время ВостГОК эксплуатирует три из 12 месторождений урановых руд: *Ватутинское (Смолинская шахта), Мичуринское и Восточную зону Центрального месторождения (Ингульская шахта).*

Анализ работы горных предприятий показывает, что при добыче и первичной переработке 1 т товарной урановой руды попутно извлекается 1,4-1,6 т твердых отходов, техногенно-усиленных источниками ионизирующего излучения природного происхождения, создающих экологически неблагоприятную обстановку в регионе (табл. 5.5).

Таблица 5.5. Характеристика отходов добычи и переработки урановых руд

Наименование показателей	Шахта	
	Ингульская	Смолинская
Плотность отходов, т/м ³	2,05	1,95
Среднее содержание, Бк/кг		
Радий-226	245 – 2599	858 – 4415
Торий-232	1,2 – 1934	40 – 403
Калий-40	250 – 5000	500 – 9750
Удельная α -активность, Бк/кг	10853	7610
МЭД γ -излучения, мкР/ч	23 – 671	186 – 417
Плотность потока, см ² ·мин		
α -частиц	0,1 – 5,2	0,1 – 1,6
β -частиц	30 – 450	25 – 540
Суммарная активность, Бк	$118,4 \cdot 10^{11}$	$1,6 \cdot 10^{13}$

Утилизация отходов горно-металлургического производства (закладка выработанного пространства, создание хранилищ для жидких радиоактивных отходов и пр.) позволяет использовать лишь 50-60% общего их объема, а оставшаяся часть подлежит захоронению.

Промышленные площадки и отвальные поля урановых месторождений не оборудованы закрытой системой сбора и очистки атмосферных вод. Атмосферные воды по лоткам автомобильных проездов и по рельефу местности попадают непосредственно в гидрографическую сеть. Фильтруясь через радиоактивные породы отвалов, атмосферные воды загрязняются естественными радионуклидами (ЕРН), вследствие процессов выщелачивания, и несут загрязнение в поверхностные воды (табл. 5.6)

Таблица 5.6 Содержание ЕРН в водах р. Ингул и р. Курниково

Наименование компонентов, мг/дм ³	Содержание ЕРН, Бк/м ³			
	Реки			
	Ингул		Курниково	
	выше сброса	ниже сброса	выше сброса	ниже сброса
Уран природный	0,03	0,05	0,6	0,22
Радий-226	$0,23 \cdot 10^3$	$0,28 \cdot 10^3$	$0,93 \cdot 10^2$	$4 \cdot 10^2$
Торий-230	$0,7 \cdot 10^3$	$0,06 \cdot 10^3$	$1,0 \cdot 10^2$	$1,4 \cdot 10^2$
Свинец-210	$0,52 \cdot 10^3$	$0,4 \cdot 10^3$	$2,29 \cdot 10^2$	$3,6 \cdot 10^2$
Полоний-210	$0,08 \cdot 10^3$	$0,07 \cdot 10^3$	$1,3 \cdot 10^2$	$1,5 \cdot 10^2$

Смолинская шахта. Суммарный водоприток подземных вод в горные выработки колеблется в пределах 360-430 м³/ч, из них около 100-120 м³/ч поступает из штрека Коноплянского

горизонта. Участие в обводнении месторождения принимают и инфильтрующиеся воды р. Ингул. В меженный период водоприток в горные выработки составляет 170-190 м³/ч, а во время весеннего снеготаяния и при прохождении паводка – повышается до 220-230 м³/ч.

Основное влияние шахтный водоотлив Смолинской шахты оказывает на водоносный горизонт кристаллических пород докембрия и их коры выветривания. Водоприток подземных вод составляет 280 м³/ч. Пройдя очистку, они сбрасываются в ручей. Объем сбрасываемых в поверхностные воды очищенных шахтных вод более чем в 2 раза превышает естественный расход ручья (0,029 м³/с).

Ингульская шахта. Объем откачиваемых шахтных вод на Ингульской шахте в настоящее время составляет порядка 500 м³/ч, а будет достигать 800 м³/ч. Шахтные воды очищаются на установках очистки, эффективность которых достигает 70%. Очищенные шахтные воды частично используются на технические нужды, а остальная часть сбрасывается в гидрографическую сеть балки Курникова.

Шахта «Новая». Эта шахта входит в состав Желтореченского месторождения железных и скандиевых руд. Объем откачиваемых шахтных вод составляет порядка 250 м³/ч и характеризуется повышенным солевым составом (до 2,5 г/л) и радиоактивностью суммарная альфа-активность до 1,8·10⁻¹⁰ ки/дм³).

Гидрометаллургический завод (ГМЗ) (эксплуатируется с 1959 г. и располагается в 2 км севернее г. Желтые Воды [63]) включает в себя цех по переработке урановых руд, кислотнo-известковое хозяйство, хранилища отходов переработки урановой руды в балках «Щ» (действующее хвостохранилище) и в балке «КБЖ» (законсервированное хвостохранилище). По своему химическому составу твёрдая часть хвостов близка к исходной руде, из которой удалено основное количество урана. Удельная активность хвостов ГМЗ по сравнению с рудой снижается незначительно, так как с урановым продуктом извлекается только 15% общей активности перерабатываемой руды. В результате распада некоторых короткоживущих ЕРН (торий-234, радий-234 и др.) в хвостах остается 70% первоначальной активности. Однако из-за накопления больших количеств хвостов и присутствия в них тория-230 (период полураспада $8 \cdot 10^4$) и радия-236 (период полураспада $0,16 \cdot 10^4$), а так же остаточного урана и его долгоживущих изотопов (период полураспада сотни миллионов лет) эта активность остается практически на бесконечный период времени [13].

Технологическая схема переработки ГМЗ состоит из операций измельчения, сернокислотного выщелачивания, сорбции и экстракции, фильтрования и упаковки уранового концентрата в специальные контейнеры.

Таким образом, отличительной особенностью урановой отрасли от всякой другой горнодобывающей отрасли про-

мышленности является радиоактивность практически всех её отходов, в том числе откачиваемых шахтных вод. Количество и состав отходов зависят от характеристики рудного сырья и условий его добычи и первичной переработки.

Характеристика шахтных вод, подлежащих очистке.
Шахтные воды Ново-Константиновского месторождения относятся к гидрокарбонатно-сульфатным натриевокальциевым с общим солесодержанием примерно 1 г/л.

Фактическая средняя минерализация шахтных вод Ингульской шахты, поступающих на очистку, составляет примерно 2,07-2,137 г/л. Усредненный химический и радиохимические составы шахтных вод, поступающих на очистку, приведены в таблице 5.7.

Сумма отношений концентраций естественных радионуклидов (ЕРН) в исходной шахтной воде к допустимым концентрациям, согласно НРБУ–97 составит:

$$\begin{aligned} \frac{C_U^{ingest}}{P_B^{ingest} U} + \frac{C_{Ra226}^{ingest}}{PC_B^{ingest} Ra_{226}} + \frac{C_{Ta230}^{ingest}}{PC_B^{ingest} Th_{230}} + \frac{C_{Pb210}^{ingest}}{PC_B^{ingest} Pb_{210}} + \frac{C_{210}^{ingest}}{PC_B^{ingest} Po_{210}} \\ = \frac{1.27 \cdot 10^4}{0.1 \cdot 10^4} + \frac{7.25 \cdot 10^2}{10 \cdot 10^2} + \frac{0.455 \cdot 10^3}{1 \cdot 10^3} + \frac{10.92 \cdot 10^2}{5 \cdot 10^2} + \frac{1.56 \cdot 10^2}{2 \cdot 10^2} \\ = 16.84 > 1 \end{aligned}$$

Согласно таблице 5.7, шахтные воды Ново-Константиновского месторождения относятся к низко активным.

Таблица 5.7 Химический и радиохимический состав шахтных вод

Наименование показателя	Величина показателя в шахтной воде	
	Ново-Константиновского месторождения	Ингульской шахты
1	2	3
K^+ мг/дм ³	5,5	-
Na^+ мг/дм ³	230	232
Ca^{2+} мг/дм ³	62	162
Mg^{2+} мг/дм ³	33	67
$Fe_{общее}$ мг/дм ³	0,05	1,12
NH_4^+ мг/дм ³	3,1	1,15
CO_3^{2-} мг/дм ³	30	22,8
HCO_3^- мг/дм ³	285	241
SO_4^{2-} мг/дм ³	212	625
Cl^- мг/дм ³	149	440
NO_3^- мг/дм ³	33,9	48,1
NO_2^- мг/дм ³	5,9	0,68
$P_{общее}$ мг/дм ³	0,1	-
F^- мг/дм ³	0,45	-
Взвешенные вещества, мг/дм ³	74,3	100-150
Сухой остаток, мг/дм ³	До 1000	2105
ХПК, мг/дм ³	24	-
рН, мг/дм ³	8,05	7,6
Жесткость общая мг-экв/дм ³	5,85	14
$U_{естеств.}$ Бк/м ³	$1,27 \cdot 10^4$	$1,32 \cdot 10^4$
Ra_{226} Бк/м ³	$7,215 \cdot 10^2$	$14,22 \cdot 10^2$
Th_{230} Бк/м ³	$0,455 \cdot 10^3$	$0,975 \cdot 10^3$
Pb_{210} Бк/м ³	$10,92 \cdot 10^2$	$12 \cdot 10^2$
Po_{210} Бк/м ³	$1,56 \cdot 10^2$	$4,75 \cdot 10^2$

Сумма отношений концентраций ЕРН в исходной шахтной воде Ингульской шахты к допустимым концентрациям, согласно НРБУ–97, составляет: $8,495 > 1$, что характеризует эти воды тоже как низко активные.

Природный уран, который находится в шахтных водах, состоит из смеси трех изотопов: ^{238}U (изотопная распростра-

ненность 99,2745%, период полураспада $T_{1/2}=4,468 \cdot 10^9$); ^{235}U (0,7200%, $T_{1/2}=7,04 \cdot 10^8$); ^{234}U (0,0055%, $T_{1/2}=2,455 \cdot 10^5$ [17]).

Последний из приведенных изотопов не является первичным, а радиогенным, он входит в состав радиоактивного ряда ^{238}U . Радиоактивность природного урана обусловлена в основном изотопами ^{238}U и ^{234}U , при их равновесии исходные активности равны.

Уран может образовывать комплексные катионы и анионы. Заряд комплексных ионов урана зависит от pH среды [17]. При $\text{pH} > 6,5$ уран в открытых системах присутствует в виде анионных карбонатных комплексов $[\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3]^-$; $[\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3]^{4-}$. При $\text{pH} < 6,5$ уран в воде находится в виде положительно заряженных комплексов типа $[(\text{UO}_2)\text{OH}]^+$; $[(\text{UO}_2)_3(\text{OH})_5]^+$; $[(\text{UO}_2)_2(\text{OH})_2]^{2+}$; $[(\text{UO}_2)_4(\text{OH})_7]^+$, при $\text{pH} < 5$ уран в воде находится преимущественно в виде ионов UO_2^{2+} .

Проведенные исследования [116] позволили установить следующее:

1. Цезий, как правило, в широком диапазоне концентраций ионов H^+ и OH^- существует в виде катионов.
2. Стронций может находиться в ионно-дисперсном состоянии или образовывать комплексные соединения.
3. Цирконию, ниобию и редкоземельным элементам (РЗЭ) свойственны ионные, молекулярные состояния, образование различных продуктов гидролиза, коллоидных и псевдоколлоидных форм, а также комплексов.

Для рутения характерно большое разнообразие химических форм, в связи с его склонностью к комплексообразованию. Многообразие форм и валентностей элемента определяет его существование в составе нейтральных, отрицательно и положительно заряженных состояний, а также в виде коллоидных гидратов.

Th(IV) – природный радионуклид, широко распространенный в природе, чрезвычайно склонен к гидролизу [62]. Образование гидролизной формы $\text{Th}(\text{OH})^4$, начинается при $\text{pH} > 3$, коллоидные частички имеют положительный заряд. Основной изотоп ^{232}Th мигрирует благодаря переносу дисперсных минеральных частиц, которые содержат указанный изотоп в обменном комплексе. Вследствие высокого заряда Th(IV) склонен к комплексообразованию, а в растворах практически со всеми анионами образует сложные соединения, которые могут частично гидролизываться и полимеризоваться.

Изотопы концентрируются также в пене поверхностных вод, при сбросе недостаточно очищенных шахтных вод, причем их концентрация в пене может в тысячу раз превышать их концентрацию в воде [17]. Больше всего радиоактивных изотопов содержат мелкодисперсные фракции взвешенных частиц, в то время как с крупными частицами связана меньшая часть общей активности воды [17].

Проведенные нами исследования показали, что 70% соединений урана в шахтных водах имеют положительный за-

ряд, а 30% – отрицательный [64]. Это важно при выборе стратегии очистки шахтных вод, подборе технологии, точек подачи различных реагентов-коагулянтов и флокулянтов (анионактивных, катионактивных и амфотерных). Установлено, что при совместном: использовании кислых и основных коагулянтов можно достичь высокой эффективности очистки воды от урана при определенных соотношениях и дозах [117].

Методы очистки вод уранодобывающих шахт. Разрабатываемые технологии и сооружения для дезактивации и комплексной очистки вод уранодобывающих шахт основаны на таких методах:

Механических – для выделения крупных и мелких частиц руды и других веществ. Для этого применяются операции процеживания и фильтрования через сетки, ткани, полимерные материалы и пр. Сюда относят и технологическую операцию, связанную с усреднением расхода, концентрации загрязняющих веществ и температуры сточных вод. Механическая очистка стоков назначается для подготовки производственных сточных вод перед последующей химической, физико-химической или биологической более глубокой очисткой. Механический метод очистки обеспечивает выделение взвешенных веществ из шахтных и других производственных сточных вод до 90-95% и снижение органических загрязнений (по БПК_п) до 20-25% [52].

Химических – для выделения урана, ЕРН, тяжёлых редкоземельных металлов, осаждения и окисления высокотоксичных веществ в сточных водах [52] и пр. Химический метод состоит из двух подметодов – нейтрализации и окисления – и применяется как самостоятельный или в сочетании с другими методами (физико-химическим или биологическим), а также для глубокой очистки производственных сточных вод с целью дезинфекции, обесцвечивания или извлечения из них различных компонентов.

Биологических – для выделения радионуклидов и органических соединений. Биологическое окисление осуществляется сообществом микроорганизмов, включающим множество различных бактерий, грибов, водорослей, высших водных растений и пр. [13, 17, 52].

Физико-химических для выделения урана, радионуклидов, органических и неорганических соединений, солей тяжёлых и редкоземельных металлов, токсичных и высокотоксичных соединений [13, 17, 52].

В настоящее время известны более двадцати физико-химических подметодов очистки вод от радиоактивных загрязнений [52]. Наиболее широкое применение на практике нашли такие подметоды: реагентный (известкование, коагуляция, флокуляция и др.), сорбционный, ионообменный, электрохимические (электролиз, электрокоагуляция, электродиализ, электрофорез и др.), обратный осмос (гипер- и

ультрафильтрация), экстракция, кристаллизация (выпаривание), центрифугирование. Все эти подметоды имеют свои достоинства и недостатки.

Самостоятельно ни один из указанных выше подметодов не может обеспечить выпуск очищенных сточных вод в водоёмы рыбо-хозяйственного и питьевого назначения. Только в комбинации со всеми методами и использовании новейших технологий возможна очистка вод от радиоактивных загрязнений, тяжёлых металлов и токсичных соединений отвечающая современным экологическим требованиям [17, 52].

Рассмотрим очистку шахтных вод одной из шахт желто-реченского месторождения (рис. 5.4).

Основные технологические операции существующей схемы очистки шахтных вод и промышленных стоков:

- смешивание шахтных вод и промстоков с 10%-ным известковым молоком в камерах перемешивания с помощью центробежных насосов. Время смешивания составляет 15-20 минут. Расход извести (в перерасчёте на 100% вещества) – 300-400 г/м³ воды. Непрерывное дозирование известкового молока с доведением рН до 10,5-11 (процесс выщелачивания), При повышенных значениях водородного показателя (рН) происходит гидролиз соединений урана и их осаждение;
- отстаивание в радиальном сгустителе диаметром 30 м, а затем в вертикальном осветлителе диаметром 9 м с добавлением в них флокулянта – гидролизованного полиакриламида

(ГПАА). Расход реагентов (в пересчёте на 100% вещества) ПАА – 0,5-1,0 г/м³ воды; NaOH (твёрдый) – 2,3 кг/м³ 0,5%-го раствора ПАА;

- сливы сгустителя и осветлителя поступают на доочистку на скорые песчаные фильтры. Скорость фильтрования в нормальном режиме – 8 м/ч;

- осадки сгустителя и осветлителя обезвоживаются на дисковых или пресс-фильтрах, а на некоторых шахтах – в центрифугах. Процесс обезвоживания – периодический. Кек загружается в мягкий контейнер разового использования объёмом 0,5 м³, установленный на тележке и отправляется на склад руды, а оттуда – на ГМЗ;

- корректировка pH отфильтрованной воды (фильтрат) с pH 10,5-11,0 до pH 8-8,5 производится непрерывной подачей в трубопровод очищенной воды 10%-го раствора серной кислоты;

- очищенная шахтная вода насосами подается в резервуары очищенной воды, а из них – на нужды поверхностного комплекса, в том числе – для приготовления растворов реагентов для очистки воды и на другие нужды. Избыток воды сбрасывается в гидрографическую сеть.

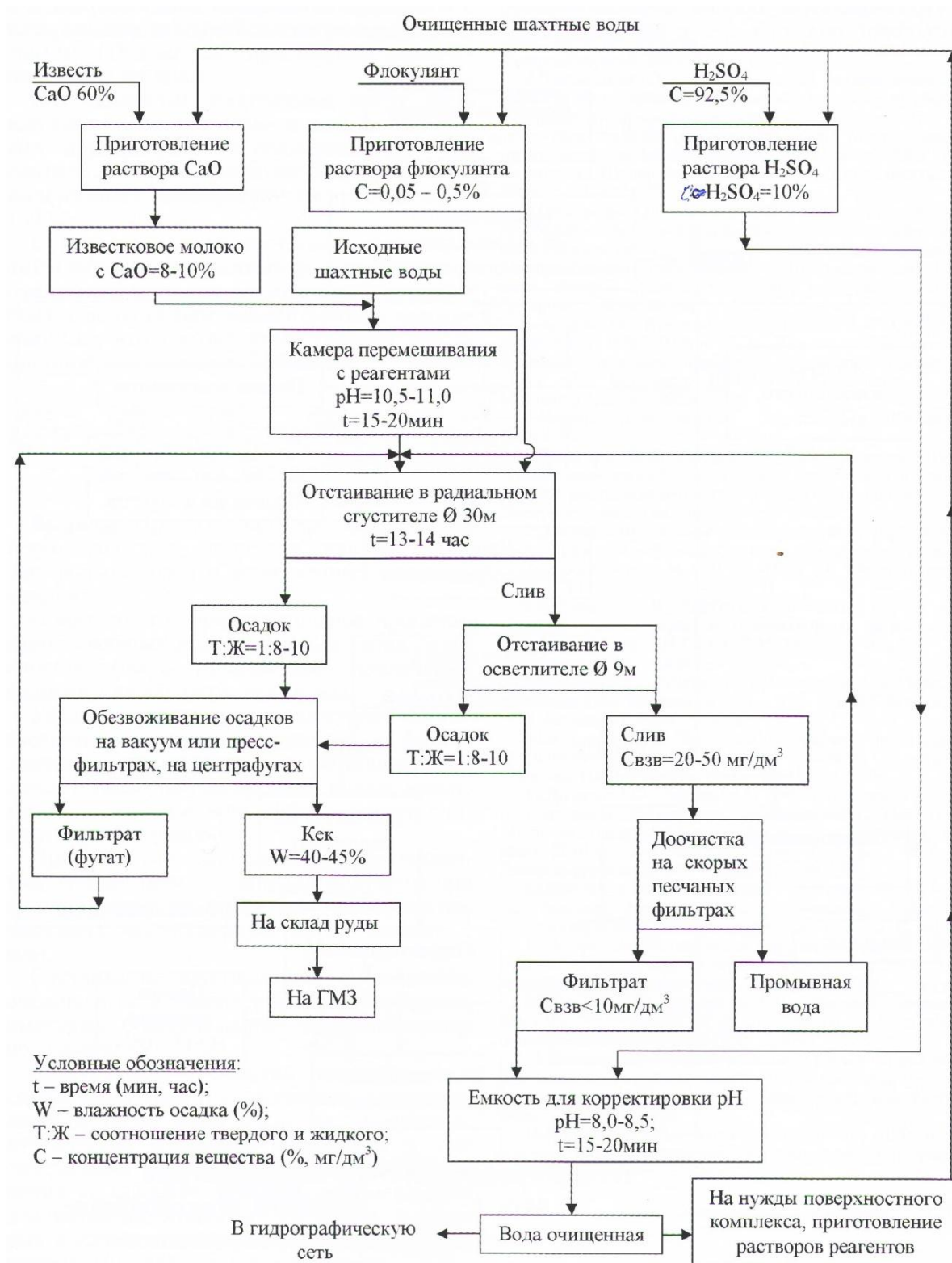


Рис. 5.4 Технологическая схема очистки шахтных вод (существующая)

Минеральный состав очищенных шахтных вод в процессе очистки не изменяется, за исключением взвешенных веществ и радионуклидов.

Среднее значение эффекта очистки, количество радионуклидов и взвешенных веществ в очищенной воде приведены в таблице 5.8.

Таблица 5.8 **Качество очищенных шахтных вод по существующей и предлагаемой технологии**

Наименование показателей	PC _В ^{ingest} согласно НРБУ–98	Существующая технология		Предлагаемая технология	
		Величина показателя	Эффект очистки, %	Расчетная величина показателя	Эффект очистки, %
Взвешенные вещества, мг/дм ³	18 (согласно с ПДС)	≤10	92,3	<10	93,0%
U, Бк/м ³	10000	380,0-396,0	97,0	320-340	97,57
Ra ₂₂₆ Бк/м ³	1000	84,4-107	88,3-92,5	75-80	94,72
Th ₂₃₀ Бк/м ³	1000	56,0-17,1	77,82-82,5	10-45	98,97
Pb ₂₁₀ Бк/м ³	500	163,8-120	85,07-90,0	100-120	91,66
Po ₂₁₀ Бк/м ³	200	25,7-53,0	83,55-88,8	18-35	96,2

Сумма отношений концентраций естественных радионуклидов к допустимым концентрациям <1, что соответствует нормам радиационной безопасности НРБУ–97.

$$\frac{C_U^{ingest}}{PC_B^{ingest} U} + \frac{C_{Ra226}^{ingest}}{PC_B^{ingest} Ra_{226}} + \frac{C_{Th230}^{ingest}}{PC_B^{ingest} Th_{230}} + \frac{C_{Pb210}^{ingest}}{PC_B^{ingest} Pb_{210}} + \frac{C_{Po210}^{ingest}}{PC_B^{ingest} Po_{210}} = \frac{380,0}{1000} + \frac{84,4}{1000} + \frac{56,0}{1000} + \frac{163,8}{500} + \frac{25,7}{200} = 0,98 < 1$$

Технология предлагаемой очистки.

Основные технологические операции предлагаемой схемы очистки шахтных вод и промышленных стоков (рис. 5.5):

- процеживание шахтных вод и промстоков на дуговых ситах [118] с размером отверстий 0,5 мм с целью выделения частиц руды и пород более 0,5 мм. Проведенные нами исследования показали, что природный уран концентрируется в частицах руды >0,5 мм, поэтому предварительное выделение взвешенных частиц крупностью более 0,5 мм (шлам) составит 50-60% взвесей, что будет способствовать дальнейшему уменьшению радиоактивного загрязнения. Шлам собирается вместе с кеком пресс-фильтров в мягкие контейнеры и отправляется на дальнейшую переработку на ГМЗ;

- усреднение осуществляется в усреднителях различного типа [15] и продолжается порядка 2-3 часов;

- смешивание шахтных вод и промстоков с 10%-ным известковым молоком в камерах перемешивания с помощью лопастного перемешивателя. Время смешивания – до 15 минут, доведение pH до 10,5-11. Сюда добавляют коагулянты нового поколения (окси хлориды алюминия [118, 119]), которые способствуют снижению заряда частиц и интенсификации образования агрегатов взвешенных веществ. Кроме того, коагулянты образуют положительно и отрицательно заряженные частицы и в значительной мере увеличивают эффективность очистки воды от урана флокулянтами.

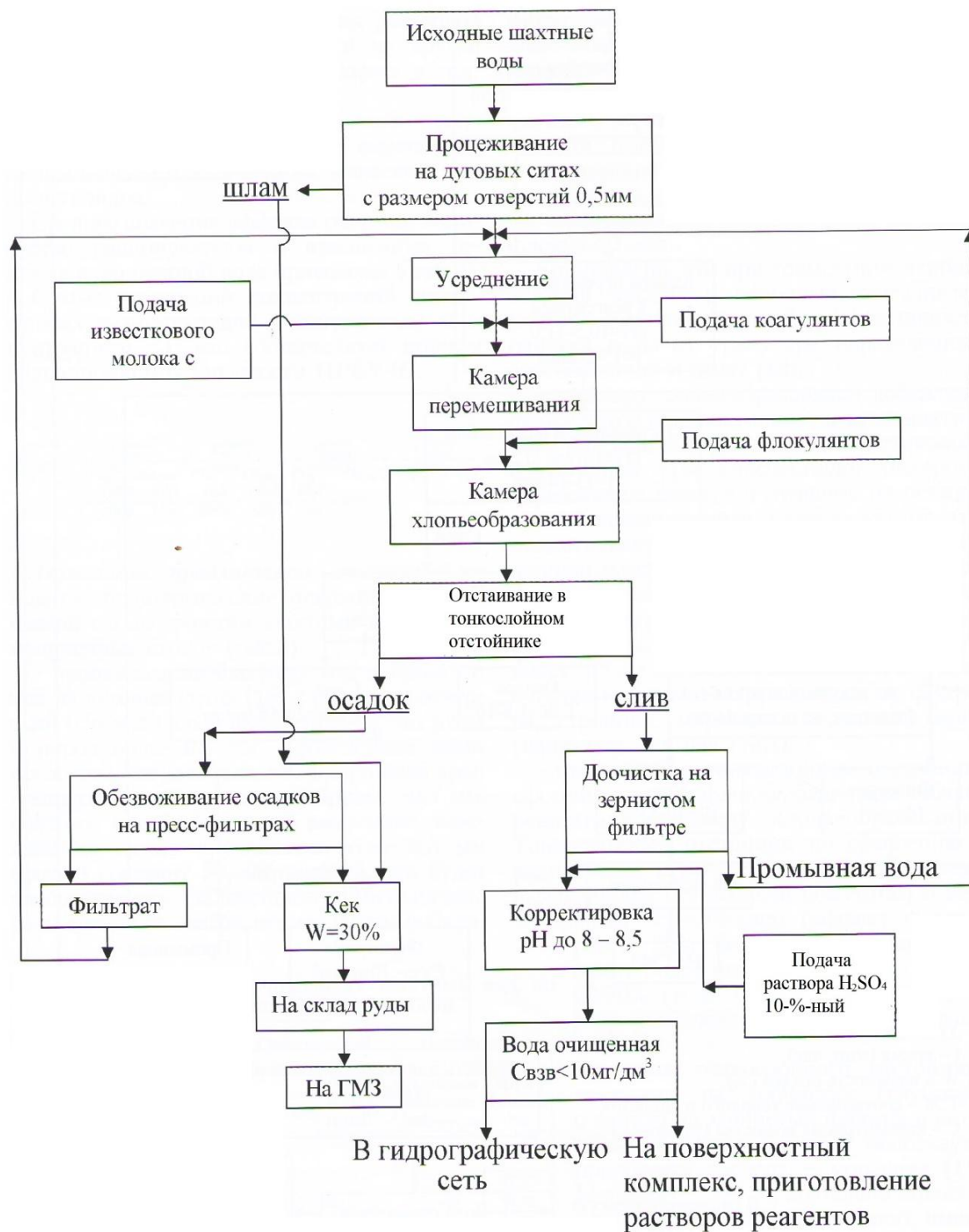


Рис. 5.5 Технологическая схема очистки шахтных вод (предлагаемая)

Установлено, что при совместном использовании кислых и основных коагулянтов можно достичь высокой эффективно-

сти очистки воды от урана при определенных соотношениях и дозах [117]:

- в камеру хлопьеобразования добавляют флокулянты анионактивного и катионактивного классов, которые за счёт «мостиковой» флокуляции способствуют быстрому образованию флокул и лучшему их осаждению. Гидролизированный полиакриламид (по существующей технологии) имеет молекулярную массу более 10 млн., такая высокая молекулярная масса не способствует его миграции в шахтных водах. Предлагаемые нами флокулянты [60] имеют молекулярную массу до $5 \cdot 10^5$, что способствует лучшей очистке не только от урана, но и от фосфора, стронция, циркония, бериллия, бария (например, для вод ГМЗ);

- отстаивание в тонкослойном отстойнике сформированных флокул, благодаря добавке реагентов в камеру хлопьеобразования. Тонкослойный отстойник по сравнению с радиальным сгустителем (эффект очистки равен 40-50% без добавки реагентов) и вертикальным осветлителем (эффект очистки равен 30% без добавки реагентов), имеет более высокий эффект порядка 60-70% (тоже без добавки реагентов) [115], а с добавкой реагентов – выше (табл. 5.8);

- слив тонкослойного отстойника поступает на доочистку (глубокую очистку) на зернистый фильтр, в котором в качестве загрузки используют природный сорбент – морденит [64]. Морденит – это отрицательно заряженный трехмерный

алюмосиликат, имеющий хорошо развитую поверхность порядка 792-825 м²/г. Проведенные нами ранее [64] исследования показали, что модернит хорошо очищает воду от урана и ЕРН, а также стронция, нитритов и нитратов. Продолжительность контакта не менее 30 минут. Регенерация проводилась 16-20%-м раствором NaCl;

- обезвоживание осадков на пресс-фильтрах. Анализ работы предприятий по обезвоживанию осадков на центрифугах показал, что в фугах переходит значительное количество взвешенных частиц даже при подаче на центрифугирование различных реагентов (флокулянтов и др.). Вакуумная фильтрация требует больше аппаратуры и установок, что удорожает процесс.

Пресс-фильтры просты в эксплуатации, позволяют получить кек с меньшей влажностью, фильтрат более чистый;

- корректировка рН отфильтрованной воды с рН 10,5-11,0 до рН 8-8,5 производится непрерывной подачей в трубопровод очищенной воды 10%-ного раствора серной кислоты;

- очищенная шахтная вода собирается в резервуаре очищенной воды и используется на нужды поверхностного комплекса, в том числе для приготовления растворов реагентов.

Имеются сведения [117], что при обработке вод коагулянтами (подобно нашим) и извести при больших дозах реа-

гентов достигнуто снижение жёсткости с 16,8 до 3 мг-экв/дм³, снижение содержания сульфатов с 13,3 мг-экв/дм³ (638 мг/дм³) до 0,4 мг-экв/дм³ (19,2 мг/дм³) при полном извлечении урана из воды.

Все указанные сооружения могут быть изготовлены из кислотно- и щелочеустойчивого и ударопрочного полипропилена с гарантией эксплуатации более 50 лет, который выдерживает температуру от –25°С до +130°С.

Сумма отношений расчетных концентраций (табл. 5.8) естественных радионуклидов в очищенной воде (по предлагаемой технологии) к допустимым концентрациям меньше единицы, что соответствует нормам радиационной безопасности НРБУ–97:

$$\frac{C_U^{ingest}}{P_B^{ingest} U} + \frac{C_{Ra226}^{ingest}}{PC_B^{ingest} Ra_{226}} + \frac{C_{Ta230}^{ingest}}{PC_B^{ingest} Th_{230}} + \frac{C_{Pb210}^{ingest}}{PC_B^{ingest} Pb_{210}} + \frac{C_{210}^{ingest}}{PC_B^{ingest} Po_{210}} = \frac{320,0}{1000} + \frac{75}{1000} + \frac{100}{1000} + \frac{100}{500} + \frac{18}{200} = 0,695 < 1$$

Предложена более эффективная технологическая схема для очистки шахтных вод от урана и естественных радионуклидов.

Показано, что предварительное процеживание шахтных вод на дуговых ситах будет способствовать повышению извлечения радиоактивного загрязнения вод.

Установлено, что при совместном использовании различных коагулянтов и флокулянтов, при определенных соот-

ношениях и дозах, а также при их дробной подаче можно достичь более высокой эффективности очистки воды от урана.

При использовании различных флокулянтов, лучшие результаты были получены при очистке воды от урана для флокулянтов, имеющих молекулярную массу меньше 1 млн.

Отстаивание шахтных вод лучше всего производить в тонкослойных отстойниках, имеющих более высокие технологические показатели.

Для глубокой очистки шахтных вод, содержащих уран и естественные радионуклиды, а также воды после их гидрометаллургической обработки на заводах и уже содержащих другие радиоактивные загрязнения и тяжелые металлы, рекомендуется доочистка на зернистых фильтрах, в которых в качестве загрузки следует применять природный алюмосиликат-морденит.

Определены условия реагентной очистки шахтной воды от сульфатов с одновременным выделением урана из воды.

Установлено, что коагулянты в значительной мере увеличивают эффективность очистки воды от урана флокулянтами.

Существующая технология очистки ураносодержащих шахтных вод основана на известковании воды. При повышенных значениях рН происходит гидролиз соединений урана и их осаждение. После отстаивания и фильтрования воду нейтрализуют серной кислотой и сбрасывают в водоемы. При

этом содержание сульфатов увеличивается. Поэтому было интересно выделить соединения урана из воды без существенного засоления [117].

Для решения задачи очистки воды от соединений урана без известкования были использованы коагулянты.

Ранее при использовании флокулянтов для извлечения из воды образующихся комплексов урана с флокулянтами использовали ультрафильтрационные методы. Однако эти методы дорогостоящие и приводят к образованию больших объемов жидких отходов, так называемых концентратов, которые сложно перерабатывать.

Для извлечения комплексов флокулянтов с ураном были использованы коагулянты, при гидролизе которых образуются нерастворимые золи, сорбирующие комплексы урана. Эффективность процессов очистки зависит от многих факторов: типа и дозы коагулянта, pH среды, сочетания реагентов.

Проведена оценка эффективности коагулянтов для очистки воды от урана. В качестве коагулянтов изучены реагенты РИКС-А0, Полвак-68, сульфат алюминия, сульфат железа (II). Также изучены некоторые флокулянты: катионного типа Polymyn-СК; анионного типа Magnaflock-351 (реагенты фирмы «Ciba»); анионного типа CWL-40 (реагент фирмы «Nalko»).

Для очистки воды от урана использовали коагулянты, которые образуют положительно заряженные золи $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$,

FeSO₄, Полвак-68 и отрицательно заряженные золи (коагулянт РИКС-А0)

Как видно из таблицы 5.9, только коагулянты РИКС-А0 и FeSO₄ обеспечивали достаточно высокий уровень степени очистки воды от урана.

Объяснить это можно основным характером коагулянта РИКС-А0. При его гидролизе происходит подщелачивание среды, что способствует гидролизу и осаждению урана. Кроме того при высоких значениях рН образуются ионы гидроксо-алюмината, которые взаимодействуют с ураном с образованием малорастворимых комплексов типа {[UO₂] [Al(OH)₄]₂}.

Таблица 5.9 Влияние типа и дозы на эффективность очистки воды от урана

Доза коагулянта, мг/дм ³	РИКС-А0; [U] в воде – 3,3 мг/дм ³		Полвак-68; [U] в воде – 3,8 мг/дм ³		Al ₂ (SO ₄) ₃ ; [U] в воде – 3,0 мг/дм ³		FeSO ₄ ; [U] в воде – 3,3 мг/дм ³	
	[U] _{ост} , мг/дм ³	Z, %	[U] _{ост} , мг/дм ³	Z, %	[U] _{ост} , мг/дм ³	Z, %	[U] _{ост} , мг/дм ³	Z, %
5	0,61	81,5	3,25	14,5	1,75	41,6	0,50	84,8
10	0,27	91,8	3,05	19,7	1,95	35,0	0,50	84,8
15	0,00	100,0	2,35	38,2	2,15	28,3	0,50	84,8
20	0,01	99,7	1,10	71,1	1,95	35,0	0,30	90,9
25	0,00	100,0	1,45	61,8	2,15	28,3	0,50	84,8
30	0,00	100,0	0,90	76,3	1,75	41,6	0,35	89,4

Относительно высокую степень очистки при использовании сульфата железа(II) можно объяснить восстановлением соединений урана двухвалентным железом с образованием нерастворимых осадков.

Более эффективным было комбинирование коагулянтов. Лучшие результаты были достигнуты при очистке воды от

урана при использовании кислого коагулянта Полвак-68 и основного коагулянта РИКС-А0. При оптимальных соотношениях была достигнута полная очистка. Такие же результаты были получены при комплексном использовании коагулянтов РИКС-А0 и сульфата железа(II). Вероятно, в данном случае образуются сложные гидроксокомплексы типа $\{[UO_2][Al(OH)_4]_n\}^{n-}$, которые при низкой растворимости в воде легко коагулируют с положительно заряженными золями, образующимися при гидролизе гидроксохлоридов алюминия, которые входят в состав коагулянта Полвак-68.

При этом более важным является соотношение коагулянтов, а не их дозы.

Кроме катионных флокулянтов, в данной работе были использованы флокулянты анионного типа CWL-40 и Magnaflock-351. Такие флокулянты содержат карбоксильные группы, которые способны взаимодействовать с ураном. В данном случае флокулянты обеспечивают эффективную очистку воды от урана в присутствии коагулянтов.

Были проведены исследования по извлечению сульфатов из воды в присутствии урана. При обработке воды реагентами РИКС-А0 и известью при больших дозах реагентов достигнуто снижение жесткости с 16,8 до 3 мг-экв/дм³, снижение содержания сульфатов с 13,3 мг-экв/дм³ (638 мг-экв/дм³) до 0,4 мг-экв/дм³ (19,2 мг/дм³) при полном извлечении урана из воды. Показано, что среди использованных алюминиевых и желез-

ных коагулянтов наиболее эффективными являются РИКС-А0 и сульфат железа(II). Эффективность алюминийсодержащего коагулянта с основными свойствами обусловлена повышением рН среды и возможностью образования гидрокомплексов с ураном. Эффективность сульфата железа(II) обусловлена восстановлением урана с образованием малорастворимых соединений.

Установлено, что при совместном использовании кислых и основных коагулянтов можно достичь высокой эффективности очистки воды от урана при определенных соотношениях и дозах.

При использовании катионных, анионных флокулянтов, кислых и основных коагулянтов лучшие результаты по очистке воды от урана получены при обработке воды анионными флокулянтами при $\text{pH} \geq 8$ с последующей обработкой коагулянтом на основе гидроксохлорида алюминия.

Определены условия реагентной очистки воды от сульфатов с одновременным выделением урана из воды.

5.2.1 Обоснование рациональной технологии переработки урановых руд и очистки вод

Первый вариант проектного задания предусматривал переработку силикатных руд Желтореченского месторождения по кислотно-известковой фильтрационносорбционной схеме.

Для сорбционного извлечения урана предлагалось использовать H^+ катионитовые фильтры (катионит СГ-1) [11].

В начале 1956 г. в проектное задание были внесены изменения, а именно: была предложена и принята к проектированию более совершенная кислотно-известковая схема с сорбцией урана из пульп динамическим методом. По этому варианту технологии расход реагентов не изменился, но значительно сократился расход пара, воды, электроэнергии и фильтроткани. Извлечение урана при этом повысилось на 1-1,5% за счет уменьшения потерь со сбросными кеками, так как сорбционное извлечение урана из пульп обеспечивает его содержание в отвальных кеках на уровне вскрытия рудного сырья в процессе выщелачивания.

Из всех опробованных технологических аппаратов (колонные, барабанные аппараты и др.) наиболее приемлемыми для сорбционного извлечения урана из пульп явились аппараты типа «пачук». Как было показано в дальнейшем, процесс сорбции урана из пульп по интенсивности превосходит классические фильтрационно-декантационные схемы в сорбции руд. Так, при отделении рудной массы от раствора методом фильтрации удельная скорость процесса обычно составляет 0,5-2,0 т/м²/сут, в то время как при сорбции из пульп через 1 м² разделительной сетки можно отделить 50-100 т рудной массы за 1 час, в 2-3 раза сокращается водопотребление, а исключение трудоемких операций фильтрации и декантации суще-

ственно повышает производительность труда (в 2-3 раза). Эти и другие неоспоримые преимущества метода сорбции из пульп позволяют экономично перерабатывать руды с низким содержанием урана.

В 1959 году все сорбционные колонны были реконструированы в пачуки. При этом из цепи аппаратов были исключены и демонтированы 24 нержавеющей насоса, двенадцать емкостей нержавеющей стали, значительное количество запорной арматуры. Уменьшилось и количество обслуживающего персонала.

Перспективным направлением в улучшении технологии переработки силикатных руд является переход на более тонкий помол исходной руды и сорбцию урана из плотных пульп на катионите СГ-1.

Второй важной проблемой для ГМЗ являлось включение в переработку все возрастающих количеств железокarbonатных руд с разработкой новой технологической схемы.

С этими двумя важными направлениями было связано резкое снижение стоимости выпускаемой продукции.

В результате выполняемых лабораторных НИР и промышленных исследований в 1962 году на гидрометаллургическом заводе был осуществлен переход на двухстадийное измельчение исходной руды до крупности – 0,15 мм; исключен из технологической схемы узел классификации кислой пуль-

пы, а также осуществлен переход на работу с плотными пульпами удельного веса 1,45-1,55 г/см³.

Таким образом, в результате оптимизации технологии себестоимость выпускаемой продукции была снижена за 4 года почти в 2 раза. Извлечение урана было достигнуто на 2% выше, чем среднее извлечение по заводам США, перерабатывающим аналогичные руды.

Проведенные в тот период лабораторные, промышленные эксперименты и опытно-конструкторские работы как по совершенствованию технологической схемы, так и по модернизации технологического оборудования позволили обосновать рациональную технологическую схему переработки урановых руд украинских месторождений (рис. 5.6).

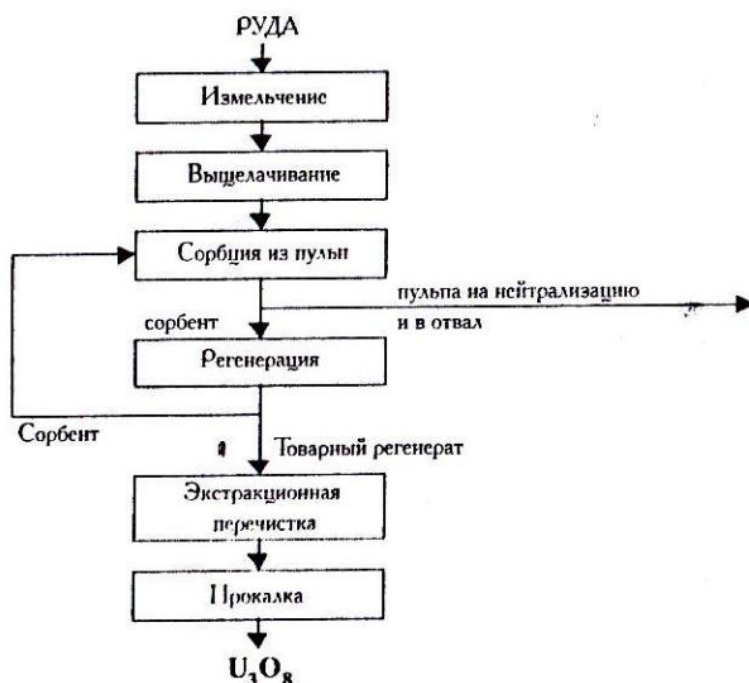


Рис. 5.6 Принципиальная схема переработки руд

В дальнейший период проводились только модернизация оборудования и совершенствование отдельных узлов и операций технологической схемы.

Данная технологическая схема была базовой на весь 40-летний период ее эксплуатации и определила генеральное направление по гидрометаллургической переработке урановых руд. Надежность этой технологии подтверждается тем, что позволяет непосредственно на рудоперерабатывающем заводе получать готовую продукцию – закись-окись урана практически ядерной чистоты.

В 1976-1981 гг. на ГМЗ в промышленном масштабе были произведены эксперименты по использованию мельниц ММС 70*23 на 1 стадии двухстадийного измельчения:

- собственно измельчение;
- самоизмельчение с выводом и додроблением трудного «класса»;
- полусамоизмельчение.

Результаты экспериментов показали, что режим полусамоизмельчения (с добавлением шаров) является наиболее оптимальным для использования мельниц ММС в условиях предприятия. Внедрение полусамоизмельчения позволило резко сократить объемы оборудования и сооружений рудоподготовительного комплекса, упростить схему рудоподготовки, исключить из неё дробильное отделение.

В 1972 году на ГМЗ предприятия был внедрен процесс карбонатного выщелачивания урана в автоклавах с механическим перемешиванием. Это позволило сократить время выщелачивания в 6-8 раз и повысить извлечение урана из карбонатных руд на 1-3%.

В 1974 году впервые в отечественной практике был опробован в промышленном масштабе и внедрен в практику автоклав нового типа – вертикальный с пневматическим перемешиванием, емкостью 100 м³.

Для переработки трудновскрываемых и бедных руд был разработан метод кислотного автоклавного выщелачивания. Были разработаны и изготовлены промышленные аппараты – вертикальные автоклавы АПВ в титановом исполнении.

В 1981-1982 гг. схема сернокислотного автоклавного выщелачивания впервые в мировой практике внедрена в промышленную практику переработки руд предприятия. Это позволило улучшить работу последующих операций сорбции и экстракции.

В 1976-1979 гг. произведена замена катионита СГ-1 на более совершенный сорбент – гелевый высокоосновный анионит АМП. Разработана технология высокотемпературной регенерации анионита АМП растворами серной кислоты. Внедрение анионита АМП позволило увеличить извлечение урана на 1-2%, снизить в 1,5-2 раза объемы регенерирующих растворов. Высокая механическая прочность анионита АМП позво-

лила внедрить на операциях сорбции-десорбции более совершенное оборудование – колонны ПИК и КОС.

Проблема отравления анионита АМП кремнием (недостаток процессов, использующих аниониты) была решена путем внедрения нового способа выщелачивания сернокислотного процесса, о чем указывалось выше.

При переходе на сорбционное извлечение урана анионитом АМП экстракционная перечистка осуществлялась тройной смесью экстрагентов Ди2ЭГФК+ТБФ+ТАА. После выполнения комплекса лабораторных и промышленных НИР по совершенствованию сорбции-десорбции, была значительно повышена концентрация урана в товарных растворах; внедрена в практику технология отмывки экстрагента Д2ЭГФК от монопримесей. Это повысило селективность процесса и снизило эмульгируемость. Был также оптимизирован гидродинамический режим работы экстрактора.

Все это позволило в 90-х годах вновь вернуться к использованию на ГМЗ двойной смеси экстрагентов (Ди2ЭГФК+ТБФ), при сохранении высокого качества готовой продукции – закиси-оксида урана.

В 1980-81 гг. с целью дальнейшего повышения качества закиси-оксида урана и снижения расхода реагентов был разработан и внедрен в практику колонный аппарат с вихреобразующими тарелками, предназначенный для промывки промконцентрата урана.

Описания усовершенствования технологии переработки урановых руд на ГМЗ ВостГОКа являются наиболее значимыми, которые существенно повлияли на модернизацию технологии и предопределили ее настоящее состояние, а также позволили создать современный рудоперерабатывающий комплекс с компактной, надежной технологической схемой получения практически ядерночистой закиси-оксида урана.

Назначение ГМЗ – переработка руд урановых месторождений Украины, химических концентратов участков подземного, кучного выщелачивания и установок очистки шахтных вод.

Все аппаратное оформление технологического процесса на заводе выполнено с учетом того, что урансодержащие руды являются радиоактивным сырьем и обладают определенной токсичностью. При строительстве и реконструкциях ГМЗ были учтены специфические условия ураноперерабатывающих производств, связанные с применением токсичных, взрывоопасных и легковоспламеняющихся реагентов и материалов.

Принципиальная технологическая схема переработки урановых руд на ВостГОКе приведена на рисунке 5.7.

Руда в железнодорожных полувагонах с шахт, расположенных в Кировоградской области, поступает на гидрометаллургический завод, где её специальным вагонотолкателем партиями по 14 вагонов направляют на вагоноопрокидыватель ВРС-125. Полувагон переворачивается ротором и разгружает-

```

    graph TD
      A[Прием и складирование руды] --> B[измельчение руды  
классификация]
      B --> C[2-я классификация]
      B --> D[2-я ступень измельчения руды  
классификация]
      D --> C
      C --> E[сушение]
      E --> F[верхний слив]
      F --> G[на измельчение]
      G --> B
      C --> H[выщелачивание урана в автоклавах  
выщелачивание урана в пачуках]
      H --> I[нейтрализация до pH 2,8 ÷ 3]
      I --> J[сорбция урана в пачуках из пульпы]
      J --> K[Анионит]
      J --> L[нейтрализация до pH 7 ÷ 8]
      K --> M[десорбция урана]
      M --> N[Анионит]
      N --> O[экстракционная пересчетка]
      O --> P[регенерирующий раствор]
      P --> Q[регенерация]
      Q --> R[органика]
      R --> S[реэкстракция]
      S --> T[кристаллы АУТК]
      T --> U[фильтрация]
      U --> V[сушка]
      V --> W[Прокалка]
      W --> X[концентрат природного урана  
(94% UO2 + 6% UO3) чистотой 99,85%]
      M --> Y[товарный регенерат]
      Y --> Z[Рафинад (маточник)]
      Z --> AA[на выщелачивание]
      L --> AB[складирование в хвостохранилище  
(отвальное поле)]
      AB --> AC[Дренажные воды]
      AC --> AD[дамбовая  
(оборотная) вода]
      AD --> AE[в технологические  
переделы ГМЗ]
  
```

The flowchart illustrates the process of producing natural uranium concentrate. It begins with the receipt and storage of ore, followed by grinding and classification. The material then undergoes a second classification, with a portion being dried and recycled for further grinding. The main process involves leaching uranium in autoclaves or leaching tanks, followed by neutralization to a pH of 2.8 to 3. The uranium is then adsorbed from the pulp using ion exchange resins (anionites). The adsorbent is regenerated using a regenerating solution, which is then recycled. The regenerated adsorbent is used for the extraction of uranium, which is then crystallized as AUC crystals. These crystals are filtered, dried, and calcined to produce the final natural uranium concentrate (94% UO₂ + 6% UO₃) with a purity of 99.85%. The process also includes a recovery of a commercial regenerative product (refined product) for further leaching, and the management of waste water through a dammed (recycled) water system for technological purposes within the GMS.

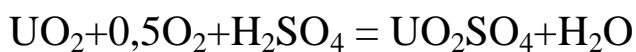
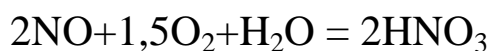
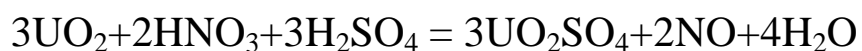
399

Посредством вибропитателей и ленточных конвейеров руда трансформируется в измельчительные блоки, где измельчается по схеме полусамойзмельчения на мельницах мокрого самоизмельчения на первой стадии ММС 70*23 (удельная производительность по классу – 0,1 мм – 0,45-0,65 т/м³) с догрузкой 6-8% стальных шаров D=80-120 мм. Пески классификатора ММС, работающей в открытом цикле, и пески нижнего слива гидроциклонов направляются на вторую стадию – доизмельчение в мельницу МШР 40*50, работающую со своим классификатором и гидроциклонами по нижнему сливу в замкнутом цикле. Верхний слив батареи гидроциклонов, содержащий 75-85% класса – 0,1 мм, направляется для сгущения до плотности 1,50-1,55 г/см³ при помощи флокулянтов на сгустители с конусным днищем D=30м и 24м, оборудованных мешалкой с периферическим приводом.

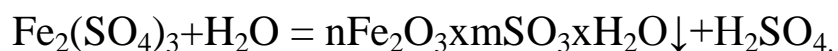
Основная часть перерабатываемых руд выщелачивается серной кислотой в автоклавах. Часть руд выщелачивается в пачуках. Окислителем служит азотная кислота, которая одновременно служит пассиватором для титана, из которого выполнены автоклавы.

Процесс выщелачивания в автоклавах осуществляется при пневматическом перемешивании, повышенном давлении и температуре.

Процесс окисления урана с применением азотной кислоты протекает по реакциям:



В условиях повышенных температур и давления концентрация примесей в жидкой фазе пульпы резко и необратимо снижается за счет термогидролиза солей. Реакция термогидролиза сульфатов, в первую очередь 3-валентного железа и алюминия, протекает с образованием малорастворимых солей с выделением свободной серной кислоты:

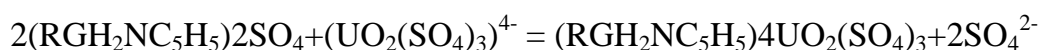


При выщелачивании в автоклавах повышается извлечение урана в раствор, снижается расход кислоты.

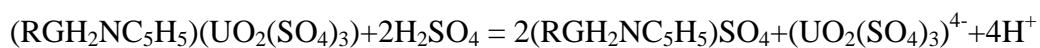
С целью концентрации урана в растворах и его очистки от примесей проводится процесс на синтетическом сорбенте – анионите АМП (или его аналогах) и десорбция урана с анионита в товарный регенерат.

После извлечения урана из пульпы на сорбции пульпа нейтрализуется известковым молоком и откачивается на хвостохранилище.

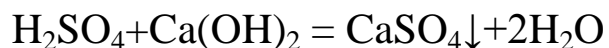
Сорбция урана из пульпы производится на ионно-обменной смоле и основана на реакции:



Десорбция урана со смолы основана на реакции обратной сорбции специально приготовленным раствором серной и азотистой кислот:



Нейтрализация избыточной кислотности после сорбции осуществляется известковым молоком до pH=8-9 по реакции:



Обогащенный по урану раствор (товарный регенерат) поступает на дальнейшую очистку от примесей и обогащения методом экстракции с получением кристаллов аммонийуранилтрикарбоната (АУТК), которые прокаливаются при определенной температуре до закиси-окиси урана.

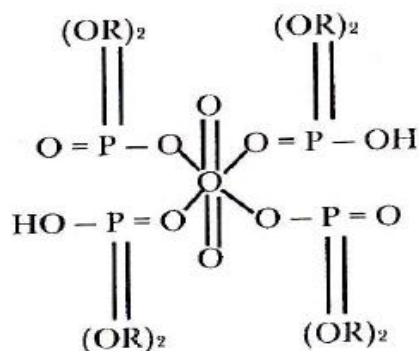
Экстракция урана из сернокислых растворов производится двойной смесью экстрагентов: Ди2Этилгексилфосфорная кислота (Ди2ЭГФК) и трибутилфосфат (ТБФ). В качестве разбавителя применяется углеводородное сырье (УВС) или его аналоги.

Ди2ЭГФК – органическая кислота, $[\text{C}_4\text{H}_9\text{CH}(\text{C}_2\text{H}_5)\text{CH}_2\text{O}]_2\text{PO}(\text{OH})$. Она находится в органической фазе в димеризованной форме.

В сильнокислой среде Ди2ЭГФК экстрагирует анионный комплекс уранила $[\text{UO}_2(\text{SO}_4)_n]^{-(2n-2)}$ по механизму:

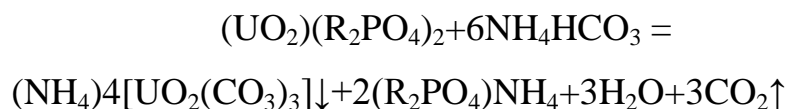


Однако вследствие того, что фосфорильная группа кислоты $\text{P}=\text{O}$ полярна и кислород является донором электронов, возможно дополнительное присоединение (сольватация) молекул кислоты к катиону UO_2^{2+} до максимального координационного числа катиона (равного 6). В этом случае образуется соединение вида:



ТБФ – три-н-бутиловый эфир фосфорной кислоты (три-бутилфосфат), формула $(C_4H_9O)_3PO$. Экстрагент имеет полярную группу $P=O$, которой непосредственно присоединяется к катиону металла. При использовании смеси этих экстрагентов наблюдается синергетный эффект, выражающийся в резком увеличении коэффициента распределения.

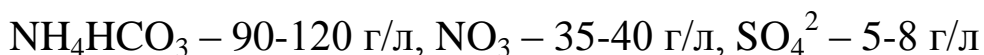
Реэкстракция урана производится раствором бикарбоната аммония с образованием кристаллов аммонийуранилтрикарбоната (АУТК) по следующей реакции:



Кристаллизация в процессе твердофазной реэкстракции урана определяется величиной растворимости АУТК в карбонатно-солевом растворе. Растворимость АУТК в воде при $200^\circ C$ составляет 35 г/л. В присутствии анионов NO_3^- , SO_4^{2-} , CO_3^{2-} , HCO_3^- растворимость резко уменьшается.

При твердофазной реэкстракции необходимо создать условия, при которых величина растворимости комплекса будет не выше 3-5 г/л урана. При этом условия должны быть таковы, чтобы образования кристаллов проходило во времени,

так как только медленный рост кристаллов обеспечивает размер не менее 100 мк. Выделение кристаллов АУТК проходит достаточно полно при следующем солевом составе равновесного карбонатного раствора на реэкстракции:



и времени реэкстракции не менее 1 часа.

Термическое разложение кристаллов АУТК ведется, в прокалочной вращающейся печи, оборудованной системами загрузки исходного материала, выгрузки готовой продукции и системой пылегазоочистки.

Разложение кристаллов АУТК идет при высокой температуре по реакции:



При высоких температурах прокали в печи за счет термодиссоциации аммиака образуется водород, который способствует восстановлению шестивалентного урана в четырехвалентный. В готовой продукции присутствует смесь закиси-окси урана, причем четырехвалентного урана должно быть не менее 80 %.

Отвальное хозяйство является неотделимой частью технологического комплекса рудоперерабатывающего производства и обеспечивает организованное удаление и складирование отходов от переработки руд на гидрометаллургическом заводе.

В отвальное хозяйство входит три взаимосвязанные группы сооружений: хвостохранилища наливного типа; система гидротранспорта хвостов; система оборотного водоснабжения.

Отвальное хозяйство ГМЗ предназначено для:

- организованного и экономического складирования отходов от переработки урановых руд;
- обеспечение таких кондиций осветленной воды, при которых она может быть использована повторно.

Таблица 5.10 **Выбросы в атмосферу, оказывающие воздействие на окружающую среду и на человека**

Наименование объекта	Краткая характеристика выбросов	
	вещество	активность, Бк/год
Гидрометалургический завод	уран и аэрозоли	$1,1 \cdot 10^{10}$
Ингульская шахта	пыль рудная, содержащая уран и продукты его распада	$2,8 \cdot 10^{13}$
Смолинская шахта	пыль рудная, содержащая уран и продукты его распада	$2,1 \cdot 10^{13}$

Номенклатура отходов уранового производства и мест их складирования приведены на рисунке 5.8.

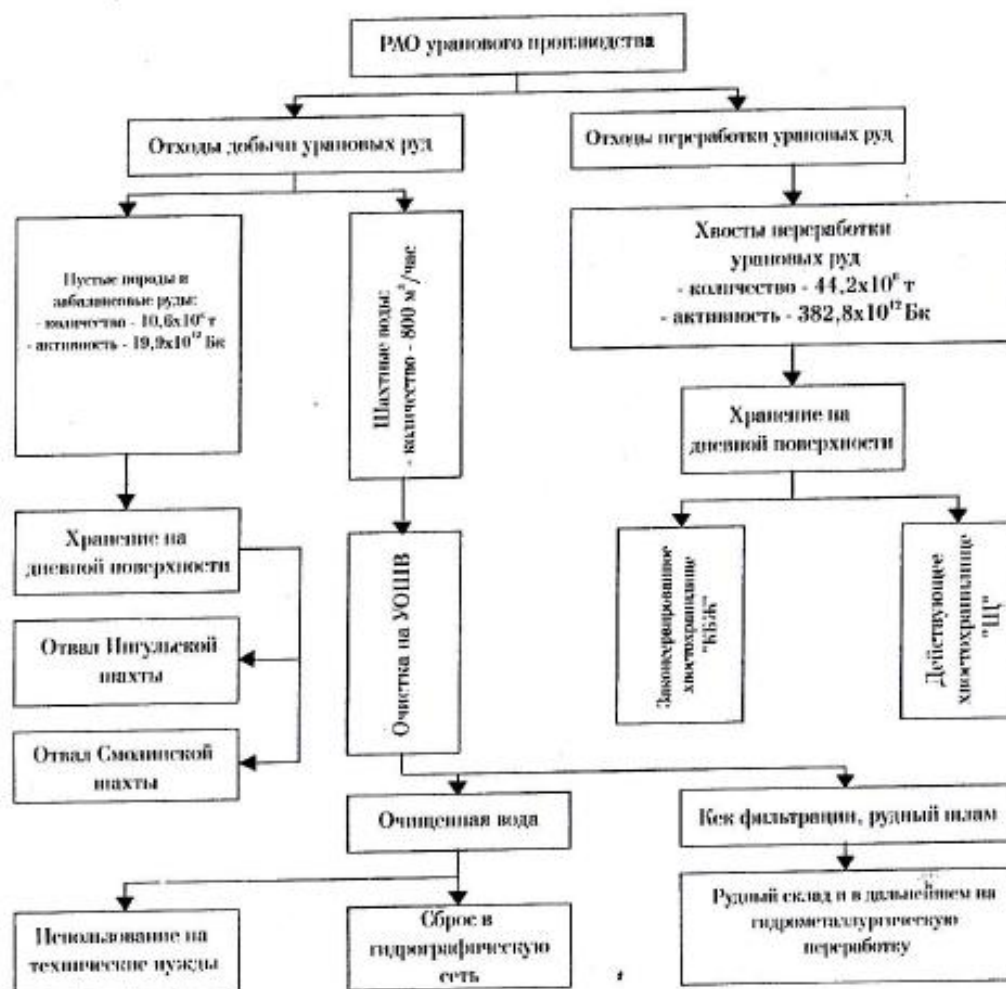


Рис. 5.8 Номенклатура отходов и мест их складирования

Хвостохранилище КБЖ находилось в эксплуатации с 1964 по 1995 год. В хвостохранилище находилось 15,9 млн. тонн твердых радиоактивных отходов переработки урановых руд, суммарная активность $93,3 \times 10^{12}$ Бк. В настоящее время хвостохранилища не эксплуатируются, находится в стадии рекультивации покрыто первым рекультивирующим слоем из инертного материала (суглинок) мощностью до 0,7 м.

Хвостохранилище «Щ» находится в эксплуатации с 1959 г. В хвостохранилище находится 28,3 млн. тонн твердых ра-

диоактивных отходов переработки урановых руд, суммарная активность – $289,5 \cdot 10^{12}$ Бк.

В отвалах горных пород Ингульской шахты находится 5,8 млн. тонн отходов удельной активностью 2006,0 Бк/кг. Площадь, занятая под отвалы – 296 тыс. м².

В отвалах горных пород Смолинской шахты находится 4,8 млн. тонн отходов удельной активностью 1640-3250 Бк/кг. Площадь, занятая под отвалы – 70 тыс. м².

Жидкие радиоактивные отходы представлены шахтными водами.

Сбросы в гидрографическую сеть очищенных вод составляют: Ингульская шахта – 2,46 млн. м³/год; Смолинская шахта – 3,12 млн. м³/год.

Действующие в настоящее время установки очистки шахтных вод обеспечивают следующую степень очистки вод перед их сбросом в гидрографическую сеть: по урану и радию – до 90%, по полонию – 65%, по торию – 70% и по свинцу – 40%. При этом сумма среднегодовых объемных концентраций указанных ЕРН в воде к их допустимым концентрациям в питьевой воде составляет 0,56, что меньше 1,0 регламентируемой НРБУ.

Основные направления обращения с РАО, определены «Государственной программой обращения с радиоактивными отходами», утвержденной постановлением КМ Украины от 29.04.96г. № 480 и внесенными в нее изменениями постанов-

ления Км Украины от 05.04.99г. № 542, представлены на рисунке 5.9.



Рис. 5.9 Основные направления обращения с отходами

5.2.2 Рудообогатительная фабрика

Работы по созданию оборудования и аппаратуры для первичной сортировки руд по естественной радиоактивности начали проводиться в ЦНИЛА с 1961 г. Был создан и внедрен комплекс аппаратуры: сепараторы РСК с радиометром «МИР-3», «УЛМС-2», «Памир» с радиометром «Днепр-3», установки УКХ-2, РКС, СРК-2 и приборы КХС.

В дальнейшем созданы и внедрены конусный сепаратор «Агат» с радиометром «Пионер» (класс крупности минус 50 +20 мм) и конусный сепаратор «Грант» с радиометром «МИР-

3М» (класс крупности минус 200 +50 мм). Выстраивание кусков в ряд осуществлялось на конусе, а «растяжка» их – за счет свободного падения. Это позволило (особенно на «Агате») применить конус относительно малого размера, резко сократить занимаемую площадь сортировочного отделения и повысить производительность сепаратора за счет многоканальности. Сепараторы «Агат» и «Гранат» внедрены на промышленных радиометрических обогатительных фабриках Краснокаменска (Россия), Шантюбе (Казахстан), радиометрической обогатительной установки Ингульской шахты ВостГОКа. Эффективность сортировки колеблется от 0,6 до 0,71.

В 1981 г. сдан ведомственной комиссии высокопроизводительный сепаратор «Вихрь-2201Р» с центробежным раскладчиком и радиометром «ЖВ-Р» для руд класса крупности минус 250 +50мм. Создание сепаратора, скорость движения кусков в зоне измерения которого достигает 4,5 м/с, потребовало создания принципиально новой схемы радиометра. Сепаратор может работать как в режиме отбора хвостов, так и в режиме отбора концентрата. В его радиометре реализован способ определения максимального значения скорости счета импульсов, создаваемых минеральным сырьем при движении кусков руды над блоками детектирования, введен дублирующий канал. Многие конструкторские и схемные решения при создании сепараторов и рудосортировочных радиометров защищены изобретениями. В 1986 г. эти сепараторы внедрены

на РОФ Смолинской шахты, а в 1987 – на РОУ Ингульской шахты. Они эксплуатируются и в настоящее время, проходя постоянную модернизацию. В частности, для увеличения эффективности работы сепараторов узел измерения с тремя блоками детектирования переведен на пять блоков. С этой же целью для равномерной подачи в узел измерения кусков руды разработан новый узел питания. Эффективность сортировки составляет более 0,75.

На класс крупности минус 50 +25 вместо сепаратора «Агат» разработаны сепараторы «Вихрь-853Р» с центробежным раскладчиком и радиометром «ЖВ-Р», которые работали на РОФ ш. «Ольховская», РОУ ш. Новая, РОФ Смолинской шахты. На этот же класс позднее разработан ленточный сепаратор «Минерал-Р50» с радиометром «Лазурит» с более высокими технологическими показателями. В настоящее время сепаратор находится в эксплуатации на РОФ Смоленской шахты.

В 1996 г. разработаны, а в 1997 г. введены на РОФ Смоленской шахты многостадийные (технологические) ленточные сепараторы «Азурит Р50/100» (класс крупности кусков минус 50 плюс 25 мм и минус 100 плюс 50 мм) с программируемым контроллером КРС-1 на новой элементной базе. Эффективность сортировки составляет 0,8.

Применение радиометрического метода обогащения урановых руд явилось основой для изыскания методов и средств сухого обогащения других полезных ископаемых.

К одному из эффективных методов сортировки полезных ископаемых можно отнести гамма-абсорбционный, основанный на неодинаковой степени ослабления гамма-излучения горными породами, имеющими различное содержание полезного компонента. При этом основным ослабляющим фактором является или непосредственно полезный компонент, или элемент, корреляционно с ним связанный.

С 1965 года, по 1980 год для гамма-абсорбционного обогащения минерального сырья в ЦНИЛА разработан ряд сепараторов. С лучшей стороны зарекомендовали себя следующие сепараторы: «Кристалл-2» (конусный), «Рубин» (барабанный) и «Минерал» (ленточный), соответственно с радиометрами «Луч», «ЖР-5» и «ЖР-4». Все они внедрены на обогатительных фабриках Кривбасса.

Электронные методы сортировки минерального сырья находят все большее применение в горнорудной промышленности. Одним из таких методов является фотометрический, основанный на различии цветовых признаков и отражательной способности пустых пород и полезных минералов. Исследования показали перспективность применения фотометрической сортировки для золотоносных руд месторождения Мурунтау (Узбекистан). С этой целью в ЦНИЛА в 1972 году разработан

сепаратор «Хрусталь» с использованием фотометрической аппаратуры «Радуга» производительностью 40-50 т/час для руд крупностью минус 200 +50 мм.

Сепаратор «Янтарь», разработанный в 1977 году, предназначен для покускового обогащения по цвету золотосодержащих руд, изумрудов, фосфоритов и доломитов. Класс крупности кусков от минус 20 до +5 мм.

В 1978 году разработан и внедрен сепаратор «Сапфир» с фотометром «Проминь», который предназначался для очистки стеклобоя крупностью от минус 50 до +25 мм от нестекловидных примесей.

Сепаратор «Янтарь-МК» с фотометром «Цвет-К» разработан в 1983 году и предназначался для покусковой сортировки минерального сырья (кварца) крупностью минус 25 +5 мм. В основу этого метода сортировки заложена прозрачность минерала.

Сепаратор «Минерал-452ФМ» с фотометром «Корунд-М» предназначался для сортировки руд минус 50 +25 мм фотометрическим методом, имел низкое энергопотребление и высокую надежность. Этот сепаратор создан в 1987 году.

Одной из последних разработок являются сепаратор «Азурит» на классы крупности минус 100 +50 мм и минус 50 +25 мм и сепаратор «Уранит» на класс крупности минус 200 +100 мм, в которых усовершенствованы разделяющие устройства, узлы питания и раскладки кусков, разработаны микро-

контроллер и программное обеспечение для устройства сбора, обработки и анализа информации о проходящих кусках через узел измерения и выдачи команд на их отбор разделяющими устройствами первой или второй степени разделения. Программа управления контроллером позволяет изменить пороги сортировки в зависимости от технологических характеристик сепарируемой руды, загрязнения сепаратора, мешающего внешнего излучения и изменения технических параметров измерительной аппаратуры.

Сепараторы «Азурит» и «Уранит» позволяют на первой стадии сортировки выделить куски с высокой массовой долей урана, что частично уменьшает влияние подсветки и повышает качество сортировки на второй стадии (эффективность увеличивается на 20% относительных единиц).

Новизна технологических решений при создании рудо-сортировочного оборудования и приборов радиометрического контроля подтверждена 95 авторскими свидетельствами на изобретения, в которых участвовал 81 специалист. По результатам выполненных исследований и внедрения их результатов в производство защитили диссертации на соискание ученой степени кандидата технических наук 3 сотрудника ЦНИЛА.

5.3 Добыча урана нетрадиционными методами

Идея использования метода подземного выщелачивания для добычи из недр и извлечение урана из растворов впервые

в бывшем Советском Союзе родилась на ВостГОКе вначале 60-х годов в результате поиска альтернативы традиционным способом добычи рудного сырья – шахтным и карьерным. Проблема приобрела особенную актуальность после неудачной попытки проходки шахтного ствола для последующей добычи урановой руды Девладовского месторождения. Отработка Девладовского месторождения горными работами оказалась экономически нецелесообразной ввиду сложных геологических, гидрогеологических и горнотехнических условий, обусловленных малой мощностью рудных тел, сильной обводненностью и слабой устойчивостью руд и вмещающих их пород.

Технико-экономические расчеты показали, что отработка месторождения открытым или подземным способом практически нерентабельна. В то же время условия для разработки руд месторождения методом подземного выщелачивания урана явились весьма благоприятными [11].

Главными из них являются:

- относительно *небольшая глубина* залегания рудных тел, располагающихся горизонтально;
- наличие в кровле и подошве рудных залежей водоупорных горизонтов;
- высокая пористость и водопроницаемость руд;
- *высокая* степень извлечения урана из слабокислых растворов;

- **воды** бучагского водоносного горизонта являются застойными, естественной циркуляции вод в этом горизонте практически не установлено.

Опытные работы по подземному выщелачиванию урана на одном из участков этого месторождения, проведенные в течение 1962-65 гг., показали полную техническую возможность использования этого метода для извлечения урана на достаточно высоком уровне и его экономичность. Разработанный в 1965 году проект предусматривал дальнейшее расширение работ на этом месторождении, накопление новых данных в процессе промышленной эксплуатации и проведения научно-исследовательских работ для дальнейшего использования их при составлении проекта отработки всего месторождения.

Выполненные научно-исследовательские и опытно-конструкторские работы, касающиеся различных сторон этого метода добычи – от поисков и разведки месторождений до получения готовой продукции, позволили выявить особенности и закономерности процесса подземного выщелачивания, определить оптимальные границы применения метода, его преимущества и недостатки по сравнению с традиционными способами добычи. Разработаны требования к разведке месторождений, включая проведение опытных работ, и основы проектирования предприятий подземного выщелачивания, а также основные вопросы охраны окружающей среды. Сконструированы и внедрены в производство многие виды оборудо-

дования, аппаратов, механизмов, материалов и приборов измерения, предназначенных для метода ПВ.

Этот метод за короткое время прошел все стадии исследований, разработки и промышленного внедрения на Девладовском месторождении. Вскрытие и подготовка рудного тела и добыча урана осуществлялись с использованием закачных и откачных скважин (рис. 5.10).

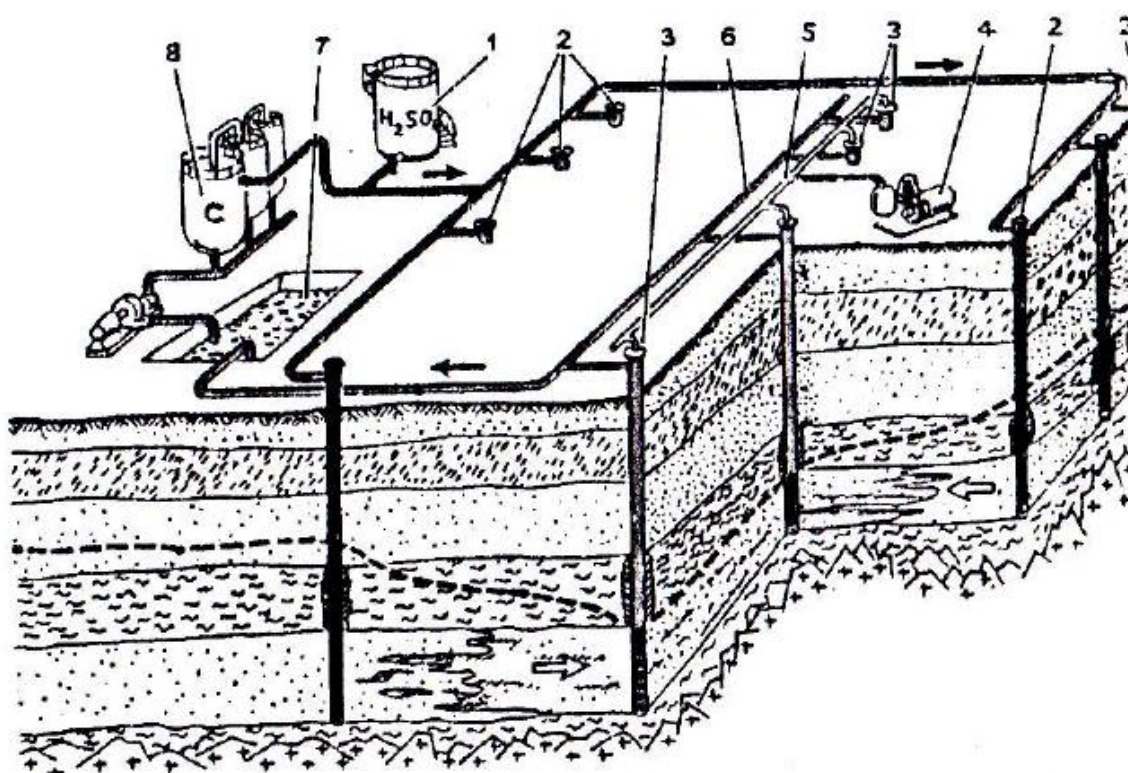


Рис. 5.10 Принципиальная схема подземного скважинного выщелачивания:

1 – узел, где готовится раствор; 2 – скважины для закачки кислоты в пласт; 3 – скважины для откачки добываемого продукта; 4 – компрессор; 5 – трубопровод сжатого воздуха для эрлифтов; 6 – трубопровод для продукционного раствора; 7 – отстойник; 8 – узел переработки раствора

Рассматривая метод подземного выщелачивания, необходимо выделить некоторые важные аспекты, которые оказыва-

ют весьма существенное положительное влияние на экономические, социальные и экологические условия разработки месторождений урана. При использовании этого метода отпадает необходимость строительства дорогостоящих рудников или карьеров и гидрометаллургических заводов, расходования многих материалов, сокращается численность работающих на строительстве и при эксплуатации месторождений; увеличиваются природные ресурсы в результате разработки месторождений с бедным содержанием урана в руде, залегающих в сложных гидрогеологических условиях, где их разработка традиционными способами экономически невыгодна. При этом коренным образом улучшаются условия труда, обеспечивается более полное использование богатств недр, так как при данном методе поверхность земли и воздушный бассейн практически не загрязняются.

Разработка месторождения методом ПВ возможна при следующих основных условиях:

- подлежащий извлечению металл присутствует в рудах в форме минералов, легко разрушающихся слабыми водными растворами выщелачивающего реагента;
- входящие в состав руд породообразующие минералы имеют низкую кислотоемкость в условиях взаимодействия с технологическими растворами;
- руды обладают естественной проницаемостью;

• условия залегания руд и уже проведенные горные работы могут быть рационально использованы при введении выщелачивающих растворов в недра, к месту залегания руд, обеспечении их контакта с рудными минералами и при отводе, извлечении и транспортировке продуктивного раствора из недр к месту технологического передела.

При подземном выщелачивании к растворителю предъявляются следующие требования:

- обеспечение относительно полного перевода урана в раствор;
- низкая стоимость реагента и его наличие в народном хозяйстве;
- селективность в процессе выщелачивания;
- обеспечение коррозионной стойкости применяемой аппаратуры и материалов;
- возможность поддержания «мягких» условий для растворения урановых минералов (отсутствие нагрева, дополнительного измельчения, перемешивания и т.д.).

Все вышеперечисленные требования были выполнены при разработке Девладовского месторождения.

Отработка месторождения осуществлялась системой нагнетательных и разгрузочных скважин. Конструкция скважин, независимо от первоначального назначения, одинакова. По мере отработки отдельных рядов скважин, ряд поглощательных скважин переоборудуется на разгрузочные скважины.

Технологические скважины, предназначенные для подачи в недра рабочих растворов – закачные (нагнетательные) и для подъема технологических растворов на поверхность – откачные (разгрузочные), обеспечивают выполнение еще одной важнейшей для технологического процесса функции. Через эти скважины осуществляется не только транспортировка растворов, но и регулирование гидродинамического режима в продуктивном пласте, определяющего пути и скорости фильтрации рабочих растворов. Наблюдательные скважины предназначаются для наблюдений и контроля за условиями формирования растворов в пределах эксплуатационных блоков.

В 1966 году пробуриваются и оборудуются первые два ряда эксплуатационных скважин по 26 штук в каждом ряду и 27 контрольно-наблюдательных скважин для систематического наблюдения за изменением состава подземных вод и зоной распространения закисленного контура.

Для извлечения урана из Девладовских растворов рассматривались те методы, которые широко используются в гидрометаллургии, оборудование для которых апробировано в производстве.

Экстракционный способ концентрирования урана из сернокислых растворов был сразу отвергнут из-за больших объемов и высоких расходов экстрагентов.

Наиболее эффективным способом извлечения урана из сернокислых растворов явился сорбционный с использовани-

ем сильноосновных анионитов типа АМ, АМП. Наиболее приемлемым реагентом для регенерации смолы явился раствор серной кислоты.

Промышленная эксплуатация добычи и извлечения урана Девладовского месторождения успешно продолжалась до конца 1983 года.

Дальнейшим расширением использования метода подземного выщелачивания для добычи урана из недр явился ввод в эксплуатацию в 1970 году опытного участка подземного выщелачивания в районе пгт Братское. Технический проект для промышленной отработки Братского месторождения способом подземного выщелачивания был разработан головным проектным институтом в 1971 году.

В первые три года, до начала пуска сорбционной установки, бурились эксплуатационные скважины, производилась их обвязка и закисление рудной части месторождения, относящейся к опытно-промышленному участку.

С 1973 года до июля 1976 года растворы подавались на сорбционную установку с опытно-промышленного участка, а со второй половины 1974 года начали поступать сернокислые растворы с промышленного участка. По достижении полной мощности производства на участке работали 132 разгрузочные скважины. Технологическая схема извлечения урана на Братском месторождении соответствовала технологии отработки

Девладовского месторождения, за исключением использования твердофазной десорбции насыщенной смолы.

Следующим полигоном для совершенствования метода подземного выщелачивания послужили работы и исследования, осуществленные в 1980-1987 годах при проведении опытно-промышленных работ на Сафоновском и Михайловском месторождениях.

Развитие и совершенствование метода ПВ, более глубокое и всестороннее изучение зависимостей и закономерностей извлечения урана и других полезных ископаемых, передача опыта уранодобывающей в другие отрасли горнорудной промышленности, несомненно, будут способствовать вовлечению в разработку других, более сложных с точки зрения генезиса, литологии, структуры, минерализации, проницаемости месторождений, расширение сферы применения ПВ на Украине.

Показано, что подземное выщелачивание позволяет расширить добычу урановых руд в Украине за счет разработки небольших месторождений. Указано, что самой серьезной экологической проблемой, характерной для подземного выщелачивания, является загрязнение подземных вод агрессивными веществами вследствие использования соответствующих реагентов. Выявлено, что при разработке урана могут быть перспективными слабокислотные методы выщелачивания, которые позволяют уменьшить степень загрязнения подземной гидросферы без снижения экономических показателей.

Суть подземного выщелачивания заключается в наиболее полном переводе твердых урановых минералов в раствор с тем, чтобы уже с урансодержащего рабочего раствора, который откачивается на поверхность, удалить уран.

Главными условиями, необходимыми для эффективного осуществления процесса ПВ, являются такие:

- процесс перевода урана в раствор должен происходить с достаточной скоростью;
- в середине рудного массива (залежи) существуют условия для циркуляции растворов, то есть рудоносные породы должны быть проницаемыми для растворов;
- раствор выборочно изымает полезный компонент;
- технологические растворы не кольматируют поры в рудоносном горизонте.

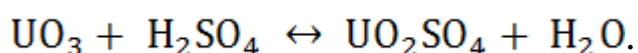
Химическими растворами, с помощью которых происходит процесс выщелачивания, могут быть водные растворы минеральных кислот или солей карбонатов щелочных металлов. Это определяет два разных способа ПВ, то есть – кислотный и карбонатный, и применение того или иного обуславливается минеральной формой урана и вещественным составом рудных залежей и вмещающих пород. Оба способа имеют свои преимущества и недостатки.

Главным преимуществом кислотного способа (КСО) является то, что выщелачивание, которое происходит, дает возможность большего извлечения урана из руд.

Негативным для КСО есть: 1) сравнительно высокая агрессивность растворов, по которой выщелачиваются некоторые другие компоненты руд и вмещающих пород; 2) невозможность применения метода для руд с содержанием карбонатов, превышающем 2% (по CO_2); 3) из-за большой глубины рудного горизонта – обязательное использование обсадных труб из дорогого антикоррозийного материала.

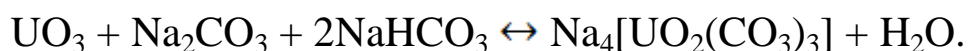
При кислотном выщелачивании могут быть задействованы кислоты – серная, азотная, соляная. Главным образом используют серную кислоту, как наиболее дешевый реагент, а азотную добавляют в качестве окислителя.

Общая химическая реакция перевода окисленных минералов урана в раствор свидетельствует о существовании в нем урана в виде уранил-иона:



После извлечения урана, растворы снова подаются в скважины, где их закачивают в продукционный горизонт, но, если это необходимо, предварительно снижают их pH до 2,5–2,8.

В случае карбонатного выщелачивания образуется растворимый ион трикарбонатуранила: $\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3^{4-}$, который затем может быть осажден щелочами как натриевый или магниевый диурант. Химическая реакция в этом случае будет выглядеть так:



Обогащенные ураном растворы откачиваются через продукционные скважины и подаются на системы колонн с ионообменными смолами или с ионообменной жидкостью. Выбор в данном случае зависит от солености подземных вод – система с жидкостью лучше подходит к водам с соленостью, что достигает 17000–20000 ррт, тогда как система со смолами лучше тогда, когда насыщенность хлоридами меньше чем 3000 ррт. Уран изымается из ионообменных смол и химически осаждается.

Карбонатный способ выщелачивания (КаСВ) обеспечивает высокую селективность процесса, в связи с чем – сравнительно малые затраты реагента, отсутствие необходимости применения аппаратуры с дорогих антикоррозионных материалов и отсутствие ограничений по содержанию карбонатов в рудах и рудовмещающих породах.

Для КаСВ недостатком является постепенное ухудшение проницаемости рудоносного горизонта (руды и вмещающие породы) по сравнению с первичной фильтрацией пластиковых и подземных вод и обязательное применение окислителей. В этом случае используются кислород (O_2 – доступен, сравнительно дешевый, сильный окислитель) и пиролюзит (MnO_2), который обычно используется в присутствии ионов железа Fe^{3+} . Последний непосредственно является окислителем $U(IV)$, а пиролюзит выступает регенератором ионов трехвалентного железа:

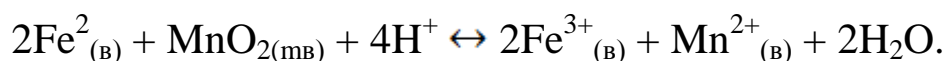
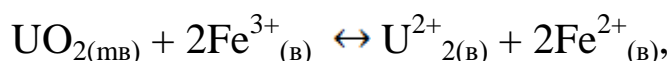


Таблица 5.11 Общая характеристика технологического воздействия на продуктивный горизонт Девладовского месторождения

Года отработки	Средняя мощность горизонта, м	Площадь ореола с приконтурной зоной, тыс. м ²	Общий объем остаточных растворов в контуре, млн. м ³	Закачано, т			
				серной кислоты	азотной кислоты	аммиачной селитры	аммиачной воды
1962-1982	15	1185	6,035	207250	6300	23800	2000

Таблица 5.12 Химический состав подземных вод продуктивного горизонта Девладовского месторождения в разные годы в среднем по всему региону

Год	pH	Показатели химического состава воды, мг/дм ³									Содержание радионуклидов	
		Катионы				Анионы				Минерализация	У, мг/дм ³	Радий, 10 ⁻¹¹ Ки/дм ³
		Na ⁺	NH ₄	Ca ²⁺	Mg ²⁺	HCO ₃ ³⁻	CL ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻			
1982	4,5	641	115	442	302	56	728	6760	217	10250	-	-
1983	5,08	537	111	370	244	68	654	3800	57	6500	-	-
1984	5,54	476	68	316	230	153	665	2960	32	5700	-	-
1991	5,4	677	204	361	310	92	727	5877	113	13110	5,1	4,0
1997	6,5	517	12	329	281	157	785,6	3960	77,7	7113	4,72	0,31
2005	5,87	566	89,7	328	282	314	-	3961	184	8266	2,29	2,78

Таблица 5.13 Загрязнение химическими веществами подземных вод продуктивного горизонта Девладовского месторождения в разные годы (средние уровни) по ореолу загрязнения

Год	pH	Показатели химического состава воды, мг/дм ³									содержание радионуклидов	
		Катионы				Анионы				Минерализация	У, мг/дм ³	Радий, 10 ⁻¹¹ Ки/дм ³
		Na ⁺	NH ₄	Ca ²⁺	Mg ²⁺	HCO ₃ ³⁻	CL ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻			
1982	3,68	694	60	491	290	117	702	6835	268	10333	-	-
1991	3,74	439	349	478,4	407	12	747,9	8856	149	-	8,19	-
1997	3,9	644	37	617	542	6	947	10514	208	15981	13,7	0,43
2005	3,93	646	194	472	451	61,2	438,5	7372	148	14328	4,91	5,7

Эффективность карбонатного способа выщелачивания зависит от минеральной формы, в которой уран находится в руде. Считается, что легко растворяются в карбонатных растворах сложные арсенаты, карбонаты, молибдаты, фосфаты, сульфаты и ванадаты шестивалентного урана. Растворения силикатов не происходит без повышения температуры, что невозможно при ПВ. Кофинит может быть «раскрыт» только с помощью окислителя. Это касается оксидов четырехвалентного урана. Подытоживая изложенное относительно карбонатного способа выщелачивания, можно привести такие условия, при которых выщелачивание урана будет наиболее эффективным:

- минералы урана должны растворяться в карбонатном технологическом растворе, если нужно – с добавлением окислителя в раствор;
- составляющие руды или компоненты технологического раствора не должны содержать восстановительных веществ;
- необходимо исключить образование осадка диураната за счет поддержания достаточной концентрации бикарбоната в растворе;
- предоставить технологическому раствору оптимальную концентрацию, которая удерживала бы фильтрационные свойства на определенном (необходимом) уровне.

ГЛАВА 6

Радиоактивные отходы (РАО)

Україна: енергетичний вузол Європи.
Енергетична проблема в незалежній
Україні – це по суті інтелектуальна
проблема.

Станіслав Стельмах, «Українське слово»
20-26 червня 2002р.

6.1 Классификация РАО

По существу, единой универсальной классификации РАО не существует. Распределение всего разнообразия РАО на классы (типы, группы) определяется той или другой конкретной целью, обусловленной использованием в применении классификационных признаков – характеристик, параметров и критериев. Основными классификационными признаками РАО являются такие:

- физическое состояние;
- удельная объемная активность;
- удельная поверхностная активность;
- период полураспада радионуклида, входящего в их состав;
- вид облучения;
- токсичность;
- тепловая мощность.

В зависимости от физического состояния радиоактивные отходы подразделяются на твердые, жидкие и газообразные.

Таблица 6.1 Параметры классификации радиоактивных отходов

Параметр	Определение	Единица измерения
Период полураспада	Время, на протяжении которого число ядер данного радионуклида уменьшается вдвое вследствие природных ядерных преобразований	сек. мин. час год
Мощность дозы	Отношение прироста дозы облучения за интервал времени до этого интервала	м ³ в/ед.врем.
Удельная активность	Активность радиоизотопа на единицу массы материала, в котором этот радиоизотоп существует	Бк/ед.мас.
Фактор токсичности	Объем воды на одну тонну токсичного вещества, необходимого для разбавления его состава до качества питьевой воды	м ³
Тепловая мощность	Количество тепловой энергии, которая выделяется на единицу объема радиоактивного вещества	кВт/м ³

К *твердым радиоактивным отходам* относятся любые вещества в твердом состоянии (в том числе детали машин, механизмов, материалы, изделия, биологические объекты, переведенные в твердое состояние жидкие радиоактивные отходы и др.), если они имеют одну из следующих радиационных характеристик:

а) удельная активность отходов:

больше 10 кБк/кг для источников гамма-излучения;
 больше 10 кБк/кг для источников бета-излучения; больше 1 кБк/кг для источников альфа-излучения;

больше 0,1 кБк/кг для источников альфа-излучения трансурановых радионуклидов;

б) мощность поглощенной дозы гамма-излучения превышает $1,0 \text{ мкГр} \cdot \text{час}^{-1}$ на расстоянии 0,1 м от поверхности отходов;

в) уровень радиоактивного загрязнения, определяемый по площади $0,01 \text{ м}^2$ доступной поверхности:

превышает $150 \text{ част.мин}^{-1} \text{ см}^{-2} (5 \cdot 10^4 \text{ Бк.г}^2)$ для источников бета- и гамма излучения;

превышает $1,5 \text{ част.мин}^{-1} \text{ см}^{-2} (5 \cdot 10^2 \text{ Бк.г}^2)$ для отдельных альфа-активных нуклидов;

превышает $15 \text{ част.мин}^{-1} \text{ см}^{-2} (5 \cdot 10^3 \text{ Бк.г}^2)$ для других альфа-активных нуклидов. Значение мощности дозы и радиоактивного загрязнения доступной поверхности отходов могут быть использованы при определении радиационных характеристик больших объектов (деталей машин, механизмов

строительных конструкций и др.), в противном случае должны быть использованы значения удельной активности отходов.

В соответствии с положениями НРБУ-97/Д-2000 [3], а также в зависимости от целей классификации все РАО подразделяются на типы, группы, категории и виды.

Устанавливаются три типа РАО (табл. 6.2):

— короткоживущие;

— долгоживущие и

— определяемые по согласованию с органами государственного регулирования.

Таблица 6.2. Классификация РАО, основанная на критериях допустимости (недопустимости) захоронения в хранилищах различных типов

Тип РАО	Дозы потенциального облучения через 300 лет после захоронения	Тип возможного облучения за период до 300 лет после захоронения	Допустимый тип захоронения РАО
Короткоживущие	Ниже уровня Б	Полное, ограниченное	Поверхностный или приповерхностный
Определяется по согласованию с органами государственного регулирования	Выше уровня Б, но ниже уровня А	Допускается ограниченное	Определяется по согласованию с органами государственного регулирования
Долгоживущие	Выше уровня А	Не рассматривается	В стабильных глубоких геологических формациях

Такое подразделение осуществляется на основании критериев допустимости (недопустимости) захоронения РАО в поверхностных (приповерхностных) хранилищах, альтернативой которого являются захоронения стабильных глубоких геологических формациях.

Все РАО подразделяются на четыре группы, принадлежность к которым определяется в зависимости от значения «уровня изъятия», установленного для той или иной содержащейся в отходах группы радионуклиде (табл. 6.3).

Вводится три категории для неподлежащих изъятию твердых жидких РАО, причем их удельная активность устанавливается в качестве классификационного критерия отнесе-

ния данных РАО к определенной категории (табл. 6.4).

Таблица 6.3 Классификация твердых радиоактивных отходов по критерию «уровень изъятия»

Группа РАО	Твердые РАО	Уровень изъятия, кБк кг^{-1}
1	Трансурановые альфа-излучающие радионуклиды	0,1
2	Альфа-излучающие радионуклиды (за исключением трансурановых)	1
3	Бета-, гамма- излучающие радионуклиды (за исключением отнесенных к группе 4)	10
4	H-3, C-14, Cl-36, Cf-45, Mn-53, Fe-55, Ni-59, Ni-63, Nb-93m, Tc-99, Cd-109, Cs-135, Pm-147, Sm-151, Tm-171, Tl-204	100

Таблица 6.4 Классификация категорий твердых радиоактивных отходов по критерию удельной радиокативности

Категории РАО		Интервал значения удельной активности, кБк кг^{-1}			
		альфа-радионуклиды		бета-, гамма-радионуклиды	
		Группа 1	Группа 2	Группа 3	Группа 4
1	Низкоактивные	$10^{-1} - 10^1$	$10^0 - 10^2$	$10^1 - 10^3$	$10^3 - 10^5$
2	Среднеактивные	$10^1 - 10^5$	$10^2 - 10^6$	$10^3 - 10^7$	$10^5 - 10^8$
3	Высокоактивные	больше 10^5	больше 10^6	больше 10^7	больше 10^8

Примечания:

1. Распределение на группы 1-4 соответствует классификации, представленной в табл. 6.3.
2. Для тех отходов, которые представляют собой смесь РАО различных категорий, устанавливается категория по наиболее высокой входящей в смесь компоненте.
3. Категория высокоактивных РАО разделяется на две подкатегории:
 - а) «низкотемпературные» высокоактивные РАО, удельное тепловыделение которых в местах временного хранения или в захоронениях не превосходит 2 кВт м^3
 - б) «тепловыделяющие» высокоактивные РАО, удельное тепловыделение которых составляет 2 и более кВт м^3 .

Для гамма-излучающих РАО с неизвестной удельной активностью допускается использование их классификации на

«низко-», «средне-» и «высокоактивные» по критерию мощности поглощенной в воздухе дозы на расстоянии 0,1 м от подобных РАО в соответствии с таблицей 6.5.

К жидким радиоактивным отходам относятся:

- растворы неорганических веществ;
- пульпы фильтроматериалов, шламы;
- органические жидкости (масла, растворители и др.),

имеющие следующие радиационные характеристики:

а) содержание отдельных радионуклидов превышает допустимую концентрацию, установленную для воды, используемой населением для хозяйственно-питьевых целей (PC^{ingest} по НРБУ-97)

б) состав смеси радионуклидов таков, что сумма соотношения удельной активности каждого отдельного нуклида к соответствующему его значению PC^{ingest} (табл. п. 2.2 НРБУ-97) превышает единицу.

Жидкие радиоактивные отходы подразделяются на категории (табл. 6.5).

Таблица 6.5 Классификация категорий жидких радиоактивных отходов

Категория РАО	Интервал значения удельной активности, Бк/ м ³		
	бета-, гамма-излучения радионуклидов	альфа-излучения радионуклидов	трансурановые альфа-излучения радионуклидов
Низкоактивные	меньше 10 ³	меньше 10 ²	меньше 10 ¹
Среднеактивные	от 10 ³ до 10 ⁷	от 10 ² до 10 ⁶	от 10 ¹ до 10 ⁵
Высокоактивные	больше 10 ⁷	больше 10 ⁶	больше 10 ⁵

В случае одновременного присутствия в отходах альфа-,

бета-, гамма-активных нуклидов категория отходов определяется по наибольшему установленному их значению.

По условиям образования и виду радиоактивные отходы Украины представлены весьма широким спектром, номенклатура их представлена в таблице 6.6.

Таблица 6.6 Характеристики РАО для разных типов энергоблоков АЭС

№ п/п	Вид отходов	ВВЭР-440	ВВЭР-1000	РБМК-1000
1	Кубовый остаток, м ³ /год	120-170	220-300	1000-1200
	Среднее солесодержание, г/л	300-400	300-400	200-250
	Общее количество соли, т/год	50	90	250
	Удельная активность, Ки/л	$5 \cdot 10^{-5}$	$5 \cdot 10^{-5}$	$5 \cdot 10^{-5}$
2	Низкоактивные сорбенты, м ³ /год	8,0	16	62
	Удельная активность, Ки/л	$3 \cdot 10^{-3}$	$1 \cdot 10^{-3}$	$1 \cdot 10^{-3}$
3	Высокоактивные сорбенты, м ³ /год	3,0	5,3	22
	Удельная активность, Ки/л	$5 \cdot 10^{-2}$	$5 \cdot 10^{-2}$	$5 \cdot 10^{-2}$
4	Перлит, м ³ /год	—	—	9,0
	Удельная активность, Ки/л	—	—	$2 \cdot 10^{-3}$
5	Твердые отходы, м ³ /год, в т. ч.	200	300	400
	Низкоактивные (I группа)	120	180	240
	Среднеактивные (II группа)	78	117	156
	Высокоактивные (III группа)	до 2,0	до 3,0	до 4,0

6.2 Радиоактивные отходы атомной энергетики

Украина входит в первую десятку стран мира по производству электроэнергии на АЭС и является одной из ведущих стран по запасам, объемам добычи и переработки урановых руд.

При эксплуатации АЭС Украины из активной зоны реакторов блоков ВВЭР-440 и ВВЭР-1000 ежегодно перегружается в бассейны выдержки около 290 тонн отработанного ядерного топлива: приблизительно 32 тонны дают 2 блока ВВЭР-440 Ровенской АЭС и больше 250 тонн – 11 блоков ВВЭР-1000.

Хранение ОЯТ на АЭС в бассейнах выдержки осуществляется под слоем воды на протяжении трех лет для обеспечения радиационной защиты и необходимого теплоотвода.

В связи с тем, что ОЯТ не является радиоактивным отходом и содержит ряд ценных компонентов для производства стабильных изотопов и свежего топлива, проводится его радиохимическая переработка. По существовавшей до распада СССР схеме ОЯТ блоков ВВЭР должно направляться на радиохимические заводы России: топливо ВВЭР-440 – в г. Челябинск-65 (ПО «Маяк», завод РТ-1), а топливо ВВЭР-1000 - в г. Красноярск-26 (Сибирский химкомбинат, строящийся завод РТ-2).

Практически во всех странах, где ведется переработка ОЯТ, конечным продуктом являются остеклованные высокоактивные отходы, залитые в металлические канистры (удельная суммарная активность этих отходов 40-50 Ки/л). При переработке одной тонны ОЯТ получают от 200 до 400 литров остеклованной матрицы в канистрах.

После 25-30 годовой выдержки на предприятии, где проводилась переработка, канистры должны возвращаться в страны-отправители ОЯТ. По предварительным оценкам Украина, переработав все накопленное ОЯТ, должна получить на длительное хранение в специальных хранилищах с последующим захоронением в глубоких геологических формациях приблизительно 10 тыс. м³ высокоактивных РАО.

6.3 Отходы урановой промышленности

На территории Украины располагаются горнодобывающие и рудоперерабатывающие предприятия Восточного горно-обогатительного комбината (ВостГОК), а также ПО «Приднепровский химический завод» (г. Днепродзержинск), до 1995 г. перерабатывающий урановые руды [120–129].

Таблица 6.7 Радиоактивные отходы урановой промышленности Украины

Место хранения отходов	Объем накопленных отходов, млн. м ³	Общая активность, тыс. Ки
1. Восточный горно-обогатительный комбинат: отвалы пустых пород и забалансовых руд на рудниках; хвостохранилища гидрометаллургической переработки.	4,0 больше 35,0	1,9 больше 75,3
2. ПО «Приднепровский химический завод»: хвостохранилища гидрометаллургической переработки.	больше 28,5	74,3

Отличительной особенностью урановой промышленности является наличие значительных физических объемов твердых отходов, представленных пустыми породами, забалансовыми рудами и хвостами переработки руд, которые из-за наличия в них радия-226, тория-230 и остатков урана с долгоживущими изотопами наиболее опасны для окружающей природной среды и человека. Жидкими отходами являются шахтные воды, теряемые в процессе производства технологические растворы обогатительного и гидрометаллургического производств и полигонов подземного выщелачивания.

Отходы ЧАЭС. На территории промплощадки ЧАЭС

расположен ряд организованных временных хранилищ жидких и твердых радиоактивных отходов, которые содержат в основном эксплуатационные отходы станции для последующей переработки.

Шесть межобластных спецкомбинатов «Радон» (Киевский, Харьковский, Днепропетровский, Одесский, Львовский и Донецкий) созданы для сбора и захоронения РАО предприятий и организаций, которые не относятся к сфере ядерной энергетики.

Комбинаты сооружены в 1960-62 гг., полная первичная документация на их проектирование и строительство отсутствует. Ни один МСК не имеет достоверной документации относительно объемов и номенклатуры РАО, захороненных до 1992 г. Поэтому ниже приведены оценки объемов РАО, принятых на хранение и захоронение за последнее время (табл. 6.8).

Таблица 6.8 Объемы РАО, принятых на хранение/захоронение МСК УкрГО «Радон» в 1992-2002 гг.

Межобластные спецкомбинаты «Радон»	Твердые РАО, включая биологические		Жидкие РАО		ИИИ	
	объем, м ³	активность, кКи	объем, м ³	активность, Ки	вместимость хранилища, (кг-экв. Ra)	активность захороненных ИИИ, (кг-экв. Ra)
Днепропетровский	425	165,73	0	0	20	0,2
Киевский	1800	536	350	0,1	120	42
Львовский	268	0,889	0	0	80	65
Одесский	515	40	140	12	50	40
Харьковский	1522,9	9,452	25	$1,78 \cdot 10^{-4}$	40	0,63
ИТОГО:	4510	751,1	515	12,1	310	138,83

В основу концепции обращения с высокоактивными от-

ходами положен принцип многобарьерной изоляции ВАО, предложенный МАГАТЭ и принятый большинством национальных комитетов по использованию атомной энергии.

Основными положениями этой концепции являются:

- многобарьерная система защиты биосферы от захороненных ВАО, включающая материалы ВАО, контейнер и природный массив;
- обязательное захоронение ВАО (в том числе и ОЯТ) в глубоких геологических формациях;
- использование при извлечении, контейнеризации, транспортировании, хранении и захоронении ВАО безопасных и эффективных технологических решений и технических средств (в основном дистанционных или автоматизированных).

Кондиционирование ВАО включает:

- предварительный анализ физико-химического состава и других характеристик ВАО;
- предварительную обработку ВАО с целью уменьшения их габаритов, объема, радиоэкологической опасности и т.п.;
- снижение возможного поверхностного загрязнения объектов при обращении с ВАО;
- контейнеризацию и временное контролируемое хранение упаковок и контейнеров с ВАО;
- окончательную изоляцию ВАО (захоронение).

В настоящее время в основу схемы обращения с низко и

среднеактивными РАО положен комплексный подход к кондиционированию отходов, который позволяет практически полностью исключить неконтролируемый выход радионуклидов в окружающую среду и свести к минимуму негативное влияние эксплуатации объектов атомной энергетики и промышленности на сферу деятельности человека. В основу подобных схем положен принцип мультибарьерной защиты биосферы для снижения влияния ионизирующих излучений на человека и окружающую среду до допустимых безопасных уровней.

В соответствии с этим, основной задачей обращения с РАО является внедрение технологий, обеспечивающих:

- уменьшение объемов отходов, подлежащих длительному хранению и захоронению;
- надежную фиксацию радионуклидов путем включения отходов в устойчивую матрицу, контейнер и/или специальное хранилище;
- безопасное длительное хранение или захоронение кондиционированных отходов.

Украина имеет собственную довольно мощную уранодобывающую и перерабатывающую промышленность, которая представлена двумя большими предприятиями – Восточным горно-обогатительным комбинатом (ВостГЭК) и Приднепровским химическим заводом (ПХЗ), и имеет надёжную сырьевую базу в виде детально разведанных 12 урановых месторожде-

ний. Крупнейшие из них, которые могут быть отработаны подземным способом, расположены в Кировоградском рудном районе. Эти месторождения локализованы в двух рудных узлах – собственно Кировоградском (район областного центра г. Кировограда) и Новоконстантиновском (район пгт. Малая Виска). При этом следует отметить, что руды Новоконстантиновского рудного узла, который включает 6 месторождений, приблизительно на 30% богаче запасов Кировоградского рудного узла.

В настоящее время ВостГОК эксплуатирует три из двенадцати месторождения урановых руд: Ватутинское (Смолинская шахта), Мичуринское и Восточную зону Центрального месторождения, (Ингульская шахта). Краткая радиоэкологическая характеристика действующих урановых объектов комбината и мест их размещения приведена в таблице 6.9 [20, 109].

Отличительной особенностью урановой отрасли от всякой другой горнодобывающей отрасли промышленности является радиоактивность практически всех ее отходов. Количество и состав отходов зависят от характеристики рудного сырья и условий его добычи и первичной переработки.

Твердые отходы урановых рудников представляют собой пустые породы, збалансированные урановые руды, неиспользуемые попутно добываемые полезные ископаемые. При разработке месторождений подземным способом на каждую тонну добываемой руды приходится 0,2-0,3 т, а то и более пустых

пород и забалансовых руд из горно-капитальных, подготовительных и нарезных работ.

Таблица 6.9 Характеристика действующих производств ВостГОКа

Объект	Состояние, площадь	Территориальное размещение	Вид отходов	Заполнение хранилищ	
				млн.т	%
Гидрометаллургический завод	Эксплуатируется с 1959г.	В 2 км севернее г. Желтые Воды	Твердые отходы переработки урановых руд (пульпа)	15,9	100
в т.ч. хвостохранилище в КБЖ	Эксплуатировался с 1964г. по 1995г. В н.в. в стадии рекультивации. Площадь - 55,6га	Санитарно-защитная зона ГМЗ			
хвостохранилище в балке "Щербаковская"	Эксплуатируется с 1959г. по н. в. Площадь - 256 га	В 1,5 км южнее г. Желтые Воды	пульпа	28,3	70,0
Ингульская шахта	Эксплуатируется с 1972г. Площадь — 29,6га	Южные окрестности г. Кировограда	Пустые породы и забалансовые руды	5,8	-
Смолинская шахта	Эксплуатируется с 1976г. Площадь — 7,0га	В 3 км от п.г.т. Смолино Кировоградской области	Пустые породы и забалансовые руды	4,8	-

Основную массу твердых радиоактивных отходов составляют хвосты ГМЗ. По своему химическому составу твердая часть хвостов близка к исходной руде, из которой удалено основное количество урана.

Удельная активность хвостов ГМЗ по сравнению с рудой снижается незначительно, так как с урановым продуктом извлекается лишь около 15% общей активности перерабатываемой руды. В результате распада некоторых короткоживущих ЕРН (^{234}Th , ^{234}Ra и др.) в хвостах остается 70% первоначальной активности. Однако из-за накопления огромных масс хвостов и присутствия в них тория (^{230}Th , период полураспада $8 \cdot 10^4$ лет) и радия (^{226}Ra , период полураспада $0,16 \cdot 10^4$ лет), а

также остаточного урана и его долгоживущих изотопов (период полураспада сотни миллионов лет) эта активность практически на бесконечный период времени.

При выборе технологий и технических решений по обращению с РАО учитываются следующие характеристики отходов:

- А) физико-химические характеристики РАО;
- В) содержание ядерноопасных материалов;
- С) уровень удельной активности и степени поверхностного загрязнения;
- Д) агрегатное состояние (твердые, жидкие);
- Е) радионуклидный состав (короткоживущие, долгоживущие).

Группы А и В определяют технологии обращения с РАО, С и Д – требования по обеспечению ядерной и радиационной безопасности, Е – способ окончательного захоронения.

Основные принципы, принимаемые при выборе технологий и технических решений обращения с РАО, могут быть сформулированы следующим образом:

- уменьшение объема отходов, которые подлежат захоронению (хранению);
- надежная фиксация радионуклидов путем включения отходов в стойкую матрицу и контейнер;
- безопасное захоронение (хранение) кондиционированных РАО в хранилищах специальной конструкции;
- соблюдение требований радиационной и экологической без-

опасности.

Технологии, системы и оборудование для переработки РАО должны обеспечивать:

- соответствие нормам, правилам, стандартам и законам страны;
- проектирование на основе стандартных, надежных и проверенных подходов;
- возможность лицензирования в Украине;
- простоту в эксплуатации и мониторинге;
- низкую восприимчивость к разрушениям и авариям;
- соответствие требованиям обеспечения радиационной защиты персонала, населения и окружающей природной среды;
- минимальное образование вторичных отходов при эксплуатации, ремонте, обслуживании и снятии с эксплуатации;
- простые дезактивацию и снятие с эксплуатации.

Таблица 6.10 Существующие методы переработки РАО

Жидкие отходы	Твердые отходы	Связывание (иммобилизация) отходов
отверждение ионообменная очистка адсорбция кристаллизация (выпаривание) осаждение ультрофилтрация электролиз флокуляция центрофугирование микробиологическое разложение органических отходов	дезактивация прессование сжигание расплавление металлических РАО	упаковка битумизация цементирование кальцинирование капсулирование остеклование

6.4 Очистка жидких радиоактивных отходов и переработка ионообменных смол

Анализ литературных данных позволяет сделать вывод о больших достижениях всех промышленно развитых стран в области разработок технологий, устройств и материалов для дезактивации и комплексной очистки ЖРО и технологических растворов. При этом в последнее время основное внимание отводится комплексной очистке природных и технологических вод, которые связаны как с ликвидацией последствий аварии разного класса опасности на ядерных объектах, так и с общеизвестным опасным состоянием природных объектов различных регионов [120–129].

Разрабатываемые устройства разных типов, как для дезактивации, так и для комплексной очистки стоков основаны на следующих методах и технологиях:

- электрофизические методы;
- химические методы и технологии;
- биохимические методы;
- ионообменные и сорбционные методы;
- методы фильтрации с использованием тканей, мембранных, полимерных материалов.

Наиболее отработанным и распространенным в практике к настоящему времени являются ионообменные и сорбционные методы очистки ЖРО. Известно, что синтетические сорбенты и иониты, как правило, имеют значительно большую

емкость и селективность действия, которые можно изменить в процессе изготовления материала, в сравнении с природными сорбентами. В то же время, синтетические сорбенты минерального происхождения (гидратированные оксиды, кислые и основные соли гетерополи-кислот, неорганические полимеры) характеризуются более высокой термической и радиационной стойкостью, значительно меньшим коэффициентом набухания (т. е. сохраняют или увеличивают незначительно объем гранул при пребывании в кислой, нейтральной или щелочной жидкой среде), в ряде случаев для них характерна также более высокая энергия связывания поглощенных ионизированных адсорбентов.

Можно сделать вывод, что применение неорганических сорбентов с высокой емкостью позволяет обеспечить высокоэффективную очистку ЖРО от радионуклидов и сопутствующих примесей.

В качестве основных технологических параметров, характеризующих технический уровень современных установок для дезактивации вод, избраны:

- максимальная активность водной среды, поступающей на очистку;
- концентрация взвешенных минеральных веществ в исходной водной среде;
- концентрация нефтепродуктов в исходной водной среде;
- производительность;

- время непрерывной работы;
- кратность сокращения объема РАО;
- коэффициент набухания применяемых сорбентов;
- потребляемая мощность.

Этот выбор был обусловлен тем, что именно эти параметры определяют эффективность и экономические показатели установок. Из рекомендованных видов установок в ходе предпроектных проработок были отобраны две из них, технологические показатели которых приведены в табл. 6.11. Более предпочтительной является установка, разработанная КИАМ (рис. 6.1).

Таблица 6.11 Сравнительные характеристики установок очистки ЖРО

Наименование и единицы измерения	Институт ядерной энергетики АН Белоруссии (ИЯЭ)	Киевский институт адсорбционных материалов АН Украины (КИАМ)
Максимальная активность водной среды, поступающей на очистку, Ки/л (Бк/л)	$1 \cdot 10^{-7}$ ($3,7 \cdot 10^3$)	$1 \cdot 10^{-7}$ ($3,7 \cdot 10^3$)
Концентрация взвешенных минеральных веществ в исходной водной среде, мг/л	200	3000
Концентрация нефтепродуктов в исходной водной среде, мг/л	20	300
Производительность (при суммарной активности на входе $1 \cdot 10^{-7}$ Ки/л), м ³ /сутки	15	20 (при суммарной активности на входе 10^{-4} Ки/л)
Время непрерывной работы, час	8	20
Кратность сокращения объема РАО	80÷100	2000÷2200
Коэффициент набухания применяемых сорбентов, не более	1,2	1,05

ЖРО переводят в отвержденную форму для достижения механической, физической, химической и радиационной стабильности на всех последующих этапах обращения с ними. При разработке и выборе схем отверждения основными являются следующие требования:

- возможность и условия максимального удержания радионуклидов в процессе подготовки отходов к захоронению/хранению;
- получение конечного продукта (компаунда) с заданными свойствами, необходимыми для обеспечения его безопасной транспортировки и хранения;
- создание безопасного и работоспособного аппаратурно-технологического процесса;
- возможность переработки РАО различного состава.

При переработке ЖРО наибольшее распространение получил метод их термической обработки в выпарных аппаратах. Образовавшийся кубовый остаток подвергается отверждению различными способами: цементированию, битумирования, упаривания до сухих солей, остекловывания.

Фирма «Сименс» (ФРГ) успешно применяет метод выделения осадков (шламов) из ЖРО с помощью двухстадийного центрифугирования: I стадия – тихоходная центрифуга (300 об/мин.) и II стадия – быстроходная центрифуга (10 000 об/мин.), схема которой приведена на рис. 6.2.

Поз	Обозначение	Кол
1	Отсек для входного и выходного рукавов	1
2	Приборный щит	1
3	Входной насос	1
4	Емкость для заливки насоса	1
5	Барабанный фильтр	1
6	Уловитель воздуха	1
7	Колонна песчаного фильтра	1
8	Колонна сорбционного фильтра	2
9	Бак нейтрализатор выходной воды	1
10	Емкость с щелочным раствором	1
11	Дозирующий насос	1
12	Щит управления	1
13	Щит дезактивационный штуцеров	1

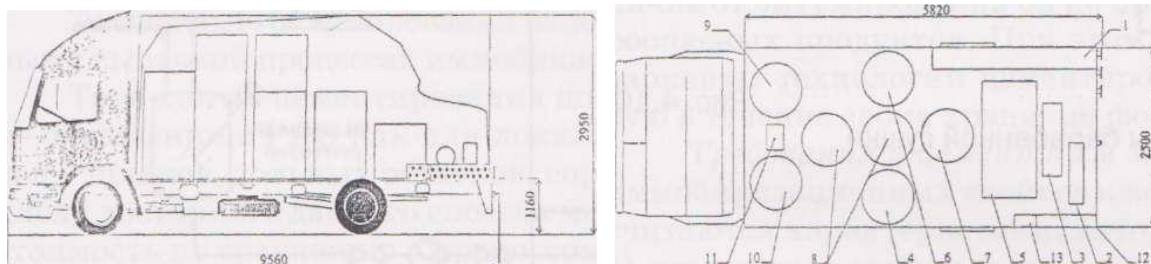


Рис. 6.1 Аппаратурная схема мобильной установки очистки ЖРО КИАМ

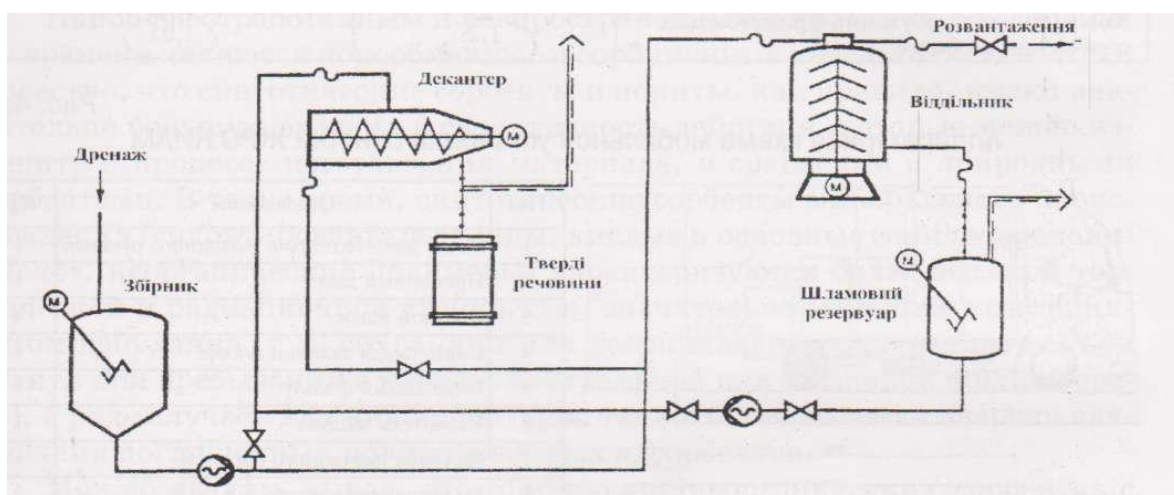


Рис. 6.2 Очистка сточных вод при помощи центрифуг

Очищенная вода содержит твердые частицы, не более 1 мк, что позволяет большую часть переработанных вод направлять в водоем без дополнительной обработки, т. к. правилами ФРГ разрешается сбрасывать в водоемы ЖРО с соответствующим разбавлением их водой.

Воды указанного качества направлять в водоемы действующими правилами Украины запрещено. Это является одной из причин значительно большего объема ЖРО, подвергающихся упариванию на действующих АЭС страны. Механические фильтры, которые применяются на отечественных АЭС, обеспечивают удаление из воды твердых частиц только до конечных значений 10-15 мг/л, что свидетельствует о преимуществе метода центрофугирования, применяемого для этой цели.

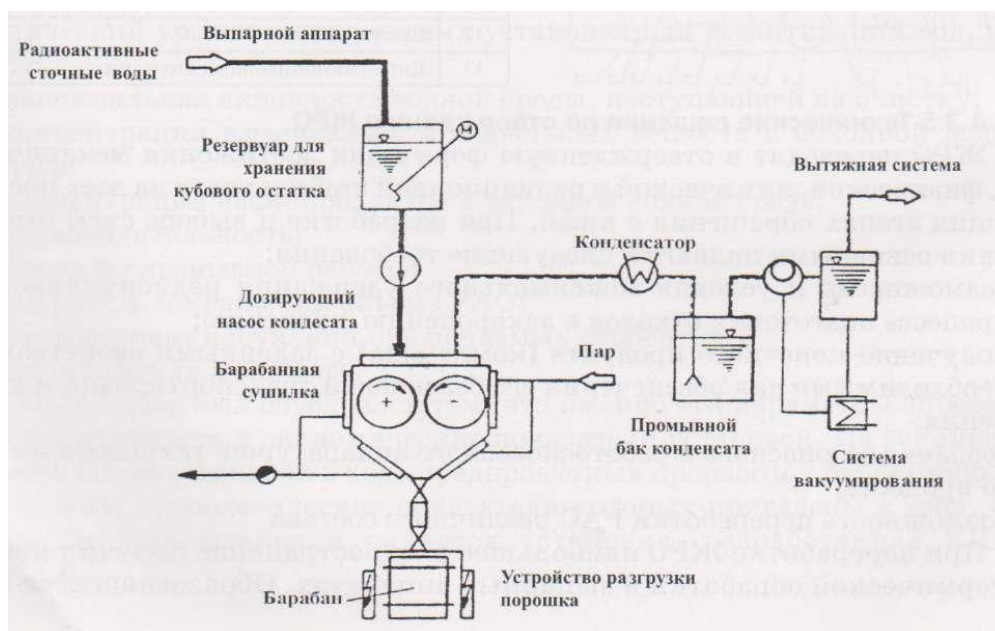


Рис. 6.3 Технологическая схема системы барабанной сушки

Фирма «Сименс» широко применяет *метод барабанной сушки солей*, выделяемых из кубовых остатков с последующей расфасовкой порошка в бочки, в которых он поступает в хранилище (рис. 6.3). Временное хранение солевого порошка позволит в дальнейшем дополнительно переработать РАО после появления необходимой технологии.

Для отверждения отходов низкой и средней активности в мировой практике широкое распространение получили такие связующие как битум, цемент и отчасти термореактивные смолы.

Технологию битумирования используют, главным образом – в совмещенных с выпаркой процессах иммобилизации высокосолевых ЖРО.

Технология цементирования широко используется в мировой практике обращения с РАО как для локализации твердых радиоактивных отходов – шлаков, зольных остатков, сорбентов, так и отверждения жидких. К числу достоинств данного способа можно отнести его относительно низкую стоимость по сравнению с процессом остекловывания и тот факт, что в отличие от битумирования он не приводит к получению потенциально пожароопасных продуктов. При этом, для НАО и САО применяют различные варианты технологии цементирования, позволяющие получить устойчивую в течение срока хранения форму отходов.

Требования к цементным матрицам (компаундам). С точки зрения иммобилизационных свойств компаундов на основе цемента важнейшими считаются характеристики, которые влияют на их долговечность:

- химическая стабильность;
- взаимодействие между цементной матрицей и отходами;
- выщелачиваемость радионуклидов и других токсичных веществ;
- взаимодействие между цементной матрицей и материалом контейнера (в случае их применения);
- взаимодействие между цементной матрицей и окружающей природной средой;
- механическая стабильность:
- прочность при сжатии;
- прочность на изгиб;
- термическая стабильность – морозостойкость;
- радиационная стабильность – механические и химические характеристики, газовыделение;
- микробиологическая деградация.

Особое внимание должно быть обращено на такое свойство цементного компаунда, как скорость выщелачивания радионуклидов и других токсичных веществ в окружающую среду. Для ее определения проводят испытания образцов материалов на выщелачиваемость с целью:

- сравнения отвержденных компаундов одного типа, но разного состава;
- оценки влияния добавок (повышающих вяжущие свойства исходного материала);
- определения механизма выщелачивания;
- определения величины выноса вещества.

При расчете допустимой скорости выщелачивания радионуклидов по рекомендациям МАГАТЕ следует учитывать конструктивное исполнение реальных хранилищ.

По технологии фирмы «НУКЕМ» (ФРГ) участок цементирования принимает для переработки жидкие и твердые РАО, которые собираются в резервуарах или на складах. Доставка ЖРО осуществляется с помощью насосов по трубопровода, ТРО – в контейнерах (с коэффициентом заполнения, равным 50%).

Цемент доставляется специальным транспортом с последующей разгрузкой в бункер. Система цементирования позволяет использовать различные активирующие добавки.

Контейнер с РАО, доставленный на участок цементирования, устанавливается под разгрузочной трубой наклонного смесителя с помощью роликового конвейера. ЖРО насосом подается из приемного резервуара через дозатор в наклонный смеситель, куда автоматически поступает необходимая порция цемента. При доведении полученного раствора до нормированной консистенции он выгружается в контейнер. Далее кон-

тейнер закрывается крышкой и доставляется на площадку отстоя для затвердения смеси, а на его место подается под загрузку новый контейнер и процесс повторяется. После затвердения цементной смеси контейнер проходит радиометрический контроль и далее отправляется на временное хранение или захоронение.

В НПО «ВНИИСтройдормаш» (Украина) разработана установка цементирования, позволяющая перерабатывать различные по химическому составу отходы – пульпы, шламы, сорбенты, сыпучие смеси и золу сжигания, солевые растворы после дезактивации оборудования.

Жидкие радиоактивные отходы, поступающие на участок цементирования, находятся в специальных резервуарах, оборудованных насосами и трубопроводами, предназначенными для последующего транспортирования ЖРО в смеситель. Цемент доставляется к технологическому корпусу специальными автоцементовозами и разгружается в цементный бункер. Далее цемент с помощью пневмотранспорта через дозатор поступает в смеситель, где происходит тщательное перемешивание находящихся в нем компонентов, образуя тем самым однородную массу.

Научно-исследовательским институтом неорганических материалов (ВНИИНМ, Россия) разработана технология и изготовлено оборудование для цементирования шлаков, пульпы, зольных остатков, сорбентов.

Производительность установки составляет:

- 1) по неорганическим сорбентам – $0,6 \text{ м}^3/\text{ч.}$;
- 2) по клиноптинолиту – $1,0 \text{ м}^3/\text{ч.}$ (при соотношении Т:Ж=0,5);
- 3) по зольному остатку – $0,2 \text{ м}^3/\text{ч.}$;
- 4) количество контейнеров (емк. $0,2 \text{ м}^3$), заполненных цементной массой – 4-5 шт./ч.;

Установленная мощность электрооборудования – 20 кВт.

Габариты установки, мм: длина – 9100; ширина – 4500; высота – 6500.

В качестве вяжущего используется портландцемент марки 400 или 500. Цемент, используемый для получения цементного компаунда, загружается в расходный бункер, откуда с помощью питателя подается в вибрационный смеситель. Из расходного бункера глины в этот смеситель подается глина, используемая в качестве добавки, производится перемешивание указанных сыпучих компонентов и подача полученной смеси в прямоточный смеситель, куда осуществляется подача порций радиоактивных отходов.

Установка работает в периодически повторном режиме с прерыванием процесса смешивания отходов с цементом на время замены контейнера, заполненного смесью, пустым контейнером и отмеривания порций цемента и отходов для следующего контейнера.

Оборудование для приема отходов, смешения их с цементом, подачи водно-цементного раствора и выдачи запол-

ненных контейнеров располагается в помещении с биологической защитой.

Для утилизации основных объемов ЖРО, которые образуются в результате деятельности ЦПЗ, рекомендуется установка цементирования разработки ВНИИНМ. Это обусловлено тем, что данная технология наиболее изучена, имеет достаточную степень автоматизации технологического процесса. Окончательное решение по выбору технологии и установки цементирования будет принято на этапе проектирования (по условиям тендера).

В настоящее время за рубежом используют следующие технологии переработки отработанных ионообменных смол: отверждение цементированием, сжигание низкоактивных смол, компактирование, сушка и хранение в контейнерах.

При цементировании смол включение их в компаунд не превышает 15% по массе, что значительно увеличивает объем РАО, подлежащих захоронению. Увеличение количества смол в компаунде снижает его прочность и увеличивает набухание. По указанной причине этот метод не получил широкого применения.

Фирма 8ЕС (США) использует периодически сжигание низкоактивных смол, что дает снижение объема в 10 раз. Однако сжигание смол сопровождается выбросами, которые превышают допустимые концентрации радионуклидов в дымовых

газах. Поэтому метод не обеспечивает безопасное сжигание средне- и высокоактивных смол.

При разработке технологии обезвреживания жидких стоков, загрязненных тяжелыми металлами, нитратами и радиоактивными элементами, которые хранятся на Киевском МСК «Радон», были проведены исследования ионообменного метода их очистки с использованием синтетических и природных сорбентов.

Пробы из хранилищ ЖРО отбирались специально разработанным и изготовленным вакуумным пробоотборником, состоящим из заборника штангового типа переменной длины и контрольного устройства уровня наполнения его емкости. Установлено, что по глубине хранилищ химический и радионуклидный состав ЖРО отличается незначительно.

Химический анализ показал наличие в ЖРО ряда тяжелых металлов (Cd, Pb, Ni, Al, Mn) и нитратов-ионов, содержание которых превышает соответствующие значения ПДК, установленных для водоемов культурно-бытового, хозяйственно-питьевого или рыбо-хозяйственного водоиспользования [59, 60].

Сложный многокомпонентный состав накопленных ЖРО, низкое содержание основных радиоактивных загрязнителей ($\sim n \cdot 10^{-8}$ мг/дм³) на фоне макрокомпонентов, определили необходимость проведения глубокого обессоливания очищенных растворов, в результате которого также происходит их

очистка и от радиоактивных изотопов практически до уровня фоновых значений.

Рассматривалось использование природных сорбентов (бентонитов, цеолитов) и производных из природных органических материалов (Микотон-Cs, Хивит-03), которые имеют различную степень избирательности при сорбции ^{137}Cs и ^{90}Sr . Их использование с практической точки зрения признано нецелесообразным как через невысокую сорбционную емкость и больших объемов образовавшихся отходов, так и в связи со сложностью отделения и дальнейшего уничтожения гелеподобных и тонкодисперсных коллоидных частиц.

При проведении очистки ЖРО были использованы в условиях, приближенных к динамическим, анионит АВ-17-8 (ДСТ 20301-74) и катионит КУ-2-8 (ДСТ 20298-74), приготовленные предварительно (согласно требованиям ДСТ 10896-78) [61-64,74].

Использование смеси ионитов повысило эффективность очистки ЖРО, обусловленную увеличением элементарных актов йодирования и устранением противоионного эффекта. Удельный расход смеси ионитов (в соотношении 1:1) составил 17 г/дм^3 ($32\text{-}34 \text{ мол/дм}^3$).

Ионообменная очистка проводилась с предварительным реагентным осаждением и без него. В качестве средств реагентного осаждения использовались: карбонатный и содово-

известковый с добавлением микроколичеств Fe^{3+} , сульфидный, фосфатный [65].

Результаты исследований показали, что эффективность ионообменной очистки ЖРО до необходимого остаточного содержания радионуклидов-загрязнителей (^{137}Cs , ^{90}Sr) не зависит от проведения предварительного реагентного осаждения (рис. 6.4), что приводит к образованию объемных осадков, которые трудно уплотняются и обезвоживаются, требуя дополнительного проведения трудоемких операций по их уничтожению.

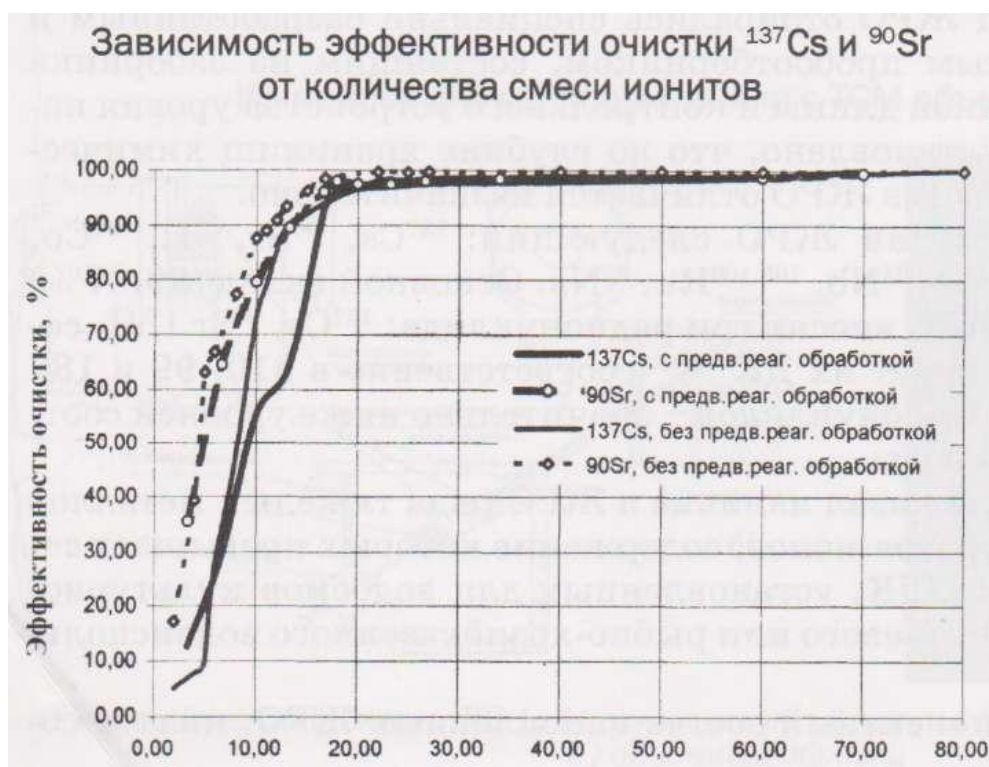


Рис 6.4 Эффективность ионообменной очистки ЖРО

При этом снижение активности по ^{137}Cs происходит более, чем в 1900 раз, по ^{90}Sr – в 520 раз, очистка от токсичных компонентов – до уровней, которые обеспечивают соблюдение

санитарных норм, величина сухого остатка составила менее 0Д г/л.

Тритий практически не отделяется. В связи с отсутствием в настоящее время эффективных методов очистки от трития, рекомендуется снизить его содержание до нормативных требований путем разбавления технической водой с целью последующего использования на технологические потребности. Разбавление в 20 раз гарантировано снизит удельную активность трития ниже нормативной.

Для очистки ЖРО сложного физико-химического состава является перспективным применение способов обработки растворов, позволяющих иниционировать процессы в растворе и приводящих к соединению (совместному использованию) двух или нескольких методов. Ниже рассматривается применение метода люминесцентного электролиза для очистки ЖРО от трансурановых элементов (ТУЭ) и трансплутониевых элементов (ТПЭ), что позволяет соединять в обрабатываемом растворе реакции фотолиза, электролиза и химических реакций активных радикалов с компонентами раствора.

Проведение химических реакций в зоне тлеющего разряда приводит к образованию радикалов, которые обычно не образуются при проведении реакций традиционными способами: воздействие кислородной плазмы на изменение физико-химических свойств некоторых жидкостей, смена рН водных растворов под влиянием разряда [66-70]. Работы в этом

направлении проводятся ведущими странами мира: в Японии создан плазменный химический реактор [71]; фирмой «Westinghouse» (США) разработана плазменная технология разрушения высокотоксичных химических соединений в промышленных отходах [72].

Исследования проводились специалистами НТЦ КОРО на пилотной установке люминесцентного электролиза (УЛЭ), разработанной сотрудниками Днепропетровского химико-технологического университета. Она работает как в режиме обработки постоянных объемов раствора (реактор периодического действия), так и при безостановочном прохождении раствора через зону обработки (реактор непрерывного действия) с производительностью $30 \pm 0,1$ л/ч и необходимым количеством рециркуляции обрабатываемого раствора в системе установки.

По результатам проведенных исследований разработана принципиальная технологическая схема очистки ЖРО (рис. 6.5) от трансурановых элементов методом люминесцентного электролиза, которая позволяет сократить объем долгоживущих отходов примерно в восемь раз и является независимым блоком-модулем комплексной технологической схемы обезвреживания ЖРО с замкнутым циклом.



Рис.6.5 Принципиальная технологическая схема очистки ЖРО

6.5 Обращение с альфа- активными, средне- и низко- активными отходами. Хвостохранилища урановых предприятий

Национальная деятельность относительно обращения с альфа-активными отходами обобщена в таблице 6.12, 6.13. Вообще говоря, страны (в том числе Украина), которые имеют дело с ТСМ, акцентируют внимание на извлечении плутония, сокращение объёмов и помещённые в матрицу (цемент или битум). В некоторых случаях упаковки с альфа-активными от-

ходами с низким содержанием, не превышающим допустимые границы для неглубокого захоронения, располагаются в инженерные сооружения вблизи поверхности. Но, в большинстве случаев, предлагается использование глубоких геологических могильников для окончательного их захоронения.

Таблица 6.12 Деятельность по переработке и иммобилизации альфа-активных отходов

Страна	Переработка			Иммобилизация		
	дезактивация	сжигание	сокращение размеров	цементация	битумирование	другое
Бельгия		+		+	+	+
Франция	П	+	П	+	+	+
ФРГ	+	+	+	+		
Индия		П	П			
Италия		П			+	
Япония		П	П			
Англия	+		П	+		П
США	П	+				
Россия		+	+	+	+	
Украина		П	П	П		

Таблица 6.13 Сооружения для удаления альфа-активных отходов

Страна	Временное хранение	Геологическое захоронение	Удаление в скважины глубокого бурения
Бельгия	+	П	
Франция	+	П	
ФРГ	+	П	
Индия	+	П	
Италия	+	П	
Япония	+	П	
Англия	+	П	
США	+	П	
Россия	+	П	+
Украина	П	П	П

Экономически обоснованные классические инженерные процессы (сжигание, прессование, цементация, очистка и др.) используются повсюду в мире для переработки и иммобилизации НАО и ОАО. Удаление в поверхностные сооружения или использование неглубоких хранилищ, иногда глубоких подземных могильников (таких как отработанные шахты) широко практикуются.

Таблица 6.14 Деятельность, связанная с переработкой НАО и САО

Страна	Сокращение объемов					иммобилизация		
	упарива- ние	ионный обмен	пита- ция	прессо- вание	сжига- ние	цемен- тация	битумиро- вание	полиме- ризация
Аргентина				+	+		+	
Австрия		+		+	+			
Бельгия	+	+	+	+	+	+	+	+
Болгария		+	+				+	
Канада	+	+		+	+		+	
Китай	+		+			+	+	+
Чехия	+	+	+	+			+	
Египет					+	+		
Финляндия	+	+		+		+	+	
Франция	+	+	+	+	+	+	+	+
ФРГ	+	+		+	+	+		
Венгрия	+	+	+			+		
Индия	+	+	+	+	+	+	+	+
Италия	+	+	+	+	+	+	+	
Япония	+			+	+	+	+	
Корея Южн.	+	+	+	+		+		
Нидерланды	+	+		+		+		
Польша	+	+	+	+			+	
Румыния	+	+	+	+	+	+		
Юж.Африка						+		
Испания				+	+	+		
Швеция						+	+	
Швейцария					+	+	+	
Англия	+	+	+	+	+	+		+
США	+	+	+	+	+	+	+	+
Россия	+	+	+	+	+		+	
Украина	+	+		+	+	+	+	
Югославия	+	+	+			+		

Тем не менее, многие страны (Украина также) рассматривают удаление НАО/САО как наиболее срочную проблему обращения с РАО, в основном, из-за больших объемов таких отходов и трудностей, связанных с размещением сооружений. Национальная деятельность по переработке и удалению НАО/САО подытожена в табл. 6.14 и 6.15

Во Франции и Англии НАО удаляются на протяжении ряда лет. В Англии они захораниваются в траншеях в Дригге. Во Франции как НАО, так и некоторые короткоживущие САО удалялись в приповерхностные сооружения в Ла Манше на Шербургском полуострове, сейчас эксплуатируется вторая площадка - в Соулайне. В Англии решено создать глубокий могильник как для САО, так и для НАО.

Начиная с 1988 года, Швеция захоранивает НАО и САО во вновь построенном подземном могильнике в 1 км от побережья под морским дном в Форсмарке (сооружение в конечном итоге будет принимать 90 000 м³ упакованных материалов).

Германия захоранивает с 1990 г. большую часть короткоживущих отходов в выработанной железорудной шахте в Конраде (емкость 50 тыс. м³ упакованных материалов).

С 1961-62 гг. в Украине функционирует система МСК УкрГО «Радон», которая проводит сбор и приповерхностное

хранение/захоронение НАО и САО предприятий и организаций вне ЯТЦ со всей территории страны. Начиная с 1988 г. захоронено ~ 600 тыс. м³ НАО и САО чернобыльского происхождения в ПЗРО «Бурякова». Планируется расширение (реконструкция) и консервация этого хранилища.

Таблица 6.15 Деятельность, связанная с обращением НАО и САО

Страна	Деятельность по удалению				
	поверхностное хранение	неглубокое захоронение	геологическое хранилище	закачка в скважины	сброс в океан
Аргентина	+				
Бельгия	П				ПП
Канада	+	+			
Китай		+			
Чехия	+				
Египет		+	+		
Финляндия			П		
Франция	+	+			
ФРГ			+		
Венгрия		+			
Индия	+		+		
Япония	+	П			П
Южн.Корея		+			ПП
Польша	+				
Южн.Африка		+			
Испания	+		+		
Швеция			+		
Швейцария			+		ПП
Англия	+	+			ПП
США		+		+	ПП
Россия	+	+			
Украина	+	+			
Югославия	+				

Традиционный подход к обращению с хвостами урановых гидрометаллургических заводов – это спуск отходов в пруды-накопители возле завода. После заполнения пруд становится могильником. В настоящее время проводятся широкие исследования по разработке соответствующей технологии реабилитации хвостохранилищ, которые рассматриваются как потенциально опасные.

Таблица 6.16 Национальные программы НИОКР по обращению с РАО хвостохранилищ

Страна	Изучение характеристик	Кондиционирование	Снятие с эксплуатации и реабилитация	Оценка радиологического влияния
Австралия	+	+	+	+
Канада	+	+	+	+
Франция			+	+
Индия		+		+
Япония				+
Швеция	+		+	+
Англия	+			+
США	+	+	+	+
Россия	+		+	+
Украина	+		+	+

Примеры стран с национальными программами относительно обращения с хвостохранилищами представлены в таблице 6.16.

СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННОЙ ЛИТЕРАТУРЫ

1. Нормы радиационной безопасности Украины. НРБУ-97.
2. Нормы радиационной безопасности Украины, дополнение; «Радиационная защита от источников потенциального излучения» НРБУ-97/Д – 2000.
3. Основные санитарные правила противорадиационной защиты Украины (ОСПУ).
4. Radioactive waste management glossary – Vienna: International Atomic Energy Agency. – 1993.
5. Закон Украины «Об обращении с радиоактивными отходами». – Киев. – 1995.
6. Концепция по обращению с радиоактивными отходами Украины. ИГФМ НАНУ. – Киев. – 1993.
7. Санитарные правила обращения с радиоактивными отходами. СПОРО – 85. – М. – 1986.
8. Сборник Международных Конвенций в области охраны окружающей среды, Экоправо. – Львов, 1999.
9. Пшінько О.М., Долина Л.Ф., Пристинська О.М., Екологія житла. Радіоактивність житла: Навчальний посібник. – Д.: Видавництво Дніпропетровського національного університету залізничного транспорту імені академіка В. Лазаряна, 2007.
10. Мосинец В.Н., Авдеев О.К., Мельниченко В.М. Безотходная технология добычи радиоактивных руд. – М.: Энергоатомиздат. – 1987.
11. Бабак М.И., Кошик Ю.И., Авдеев О.К. др. Добыча и переработка урановых руд в Украине. – Киев «АДЕФ–Украина». – 2011. – 238 с.
12. Козлов В.Ф. Справочник по радиоационной безопасности. – М.: Энергоатомиздат. – 1991. – 352 с.
13. Авдеев О.К., Кретинин А.А., Леденев А.Н. и др. Радиоактивные отходы Украины: состояние, проблемы, решения. Под общей редакцией академика НАНУ Собоновича Э.В. Монография. – Киев: Издательство центр «ДрУк», 2003.
14. Ионнообменные материалы для процессов гидрометаллургии, очистки стоных вод и водоподготовки. Справочник . – М.: ВНИИХТ. 1993.
15. Хонкевич А.А. Очистка радиоактивно-загрязненных вод лаборатории и исследовательских ядерных реактивов. – М.: Атомиздат. – 1974.
16. Очистка вод атомных электростанций / Кульский Л.А., Страхов Э.Б., Волошинова А.М. и др. – Киев: Наукова Думка – 1979. – 207 с.
17. Кузнецов Ю.В., Щебетковский В.Н., Трусков А.Г. Основы очистки воды от радиоактивных загрязнений. Под редакцией Вдовенко В.М. – м.: Атомиздат. – 1974. – 360 с.

18. Копия отчета о НИР по теме «Изучение и оценка содержания токсичных элементов и радионуклидов в подземных и производственных водах» Рук. – проф. Кист А.А. отв. Испол. – к.х.н. Кулматов Р.А., к.ф-м.н Исататов Э.Е. АН Узбекистана, Иститут ядерной физики. – Ташкент. – 1989.

19. Ляшенко В.И., Дорецкий А.И., Ломакин П.И. Охрана окружающей природной среды в зоне природного и технологического радиационного загрязнения. Научн. – популярное изд. – Дніпропетровськ Гамалія, – 2007.

20. Долина Л.Ф. Главное – здоровье и жизнь людей. Путь и путевое хозяйство, №3, 1992, с. 29-30.

21. Черная опухоль. История экологического беспредела. Редакц. – изд. Отдел Донецкого обл. управл. по печати. – Донецк, 1993.

22. Запорожская АЭС и окружающая среда Бронников В.К., Верховецкий Н.А., Назипов Р.М. и др. – Харьков: изд. «Харьков», 1994.

23. Запорожская АЭС и окружающая среда. Радиоэкологическое состояние зоны наблюдения в 1993 году. Выпуск первый. Составитель и редак. Барбашев С.В. – Одесса. Укр. Ядерное общество, – 1994.

24. Добыча и переработка урановых руд в Украине: Монография. Под ред. А.П. Чернова. – Киев: АДЕФ – Украина, 2001. – 338 с.

25. Коваленко Г.Д., Волошин В.С. Основы радиационной экологии, – Мариуполь: Рената, 2009, – 297 с.

26. Металлические и неметаллические полезные ископаемые Украины. Том 1. Металлические полезные ископаемые / Под. ред. Щербака Н.П., Боброва А.Б. – Киев-Львов: Изд-во «Центр Европы», 2005. – 785 с.

27. Добыча урана методов выщелачивания / В.А. Мамилов, Р.П. Петров, В.П. Новик-Качан и др. – М.: Атомиздат. 1980. – 248 с.

28. Справочник по геотехнологии урана. Под ред. Д.И. Скоророва – М.: Энергоатомиздат, 1997. – 672 с.

29. Моніторинг природного середовища після добування урану способами підземного вилуговування В.Шумлянський, М.Макаренко, І.Калябіна та ін. – К.: Логос, 2007. – 212 с.

30. Долина Л.Ф. Использование природных цеолитов Украины для доочистки сточных вод железнодорожного транспорта от радионуклидов. Тезисы докладов Межгосударственной конференции. «Химия радионуклидов и металл-ионов в природных объектах», 31марта – 2 апреля 1992г., АН Республики Беларусь, – Минск, 1992, – 129 с.

31. Концептуальні положення комплексного екологічного моніторингу районів радіаційно небезпечних об'єктів (на прикладі м. Дніпродзержинська) Шапар А.Г., Ємець М.А. та інш. Екологія і природоохористування: Збірник наукових праць Інституту проблем

природокористування та екології НАН України. Випуск 14. – Дніпропетровськ, 2011.

32. Барабой В.А. От Хиросимы до Чернобыля. – Киев: Наукова Думка, 1991, – 128 с. – (Сер: «Чернобыль»).

33. Барбашев С.В., Зибницкий Р.Г., Шимчев С.А., Мир атомной энергии. Под ред. к.ф – м.н Барбашева С.В. –Запорожье: Дикое Поле, 2007. – 112., илл.

34. Мережко О.І., Величко І.М., Пасічний О.П. Радіоекологія річок. –К: Наук. думка, 1991. – 6 п.л.

35. Францевич Л.И., Гайченко В.А., Крыжановский В.Н. Животные в радиоактивной среде. – К: Наук. Думка, 1991. – 7.п.л.

36. Ежегодный отчет «Состояния радиационной безопасности и радиационной защиты на Запорожской АЭС в 2007 году». Мин. Топлива и энергетики Украины. ГП «Национальная атомная энергогенерирующая компания «Энергоатом», ОП «Запорожская АЭС». Утверждаю. Генеральный директор В.А. Тищенко, 2008.

37. Ежегодный отчет «Состояние радиационной защиты на Запорожской АЭС 2002 год» Мин. Топлива и энергетики Украины. Национ. Атомная энергогенерирующая компания «Энергоатом». Утверждаю ген. Др. В.М. Пышный, 2003.

38. Лысенко С. Загрязнение вод рек Каменка и Базавлук радионуклидом цезия-137. Межвузовские студенческие конференции «Экологический интеллект», 1996-1999. Сборник материалов Днепропетровский центр экологических знаний «Зелене Світло», 1999. – 88 с.

39. Южно-Украинская атомная станция. Г. Южноукраинск. – 1996.

40. Атомная энергетика сегодня и завтра: Науч.-попул. / Т.Х. Маргулова, Л.П. Кабанов, В.Н. Плутинский и др., Под ред. Т.Х. Маргуловой – М.: Высш. шк., 1989. – 168 с.

41. Копия отчета о НИР «Радиационно-экологический мониторинг водоема-охладителя Чернобыльской АЭС». – М.: МНФН, 1990. – ВНТИЦ.

42. Пчелина Н.С., Бутусов О.Б., Степанов А.М. Влияние локальных атмосферных циркуляций в районах водоема - охладителя Курской АЭС на растительность региона. / ЭК и ПР, апрель 2009, с. 24-26.

43. Степанов А.М. Основы промышленной экологии. – М.: МИ-СиС, 2006.

44. Международное агентство по атомной энергии: 35 лет пропаганды атомной энергии: (Критика деятельности МАГАТЭ) / Финк У., Нойманн В., Пантен Т. И др. – К.: Информ. Агентство «Эхо-Восток», 1993. – 22 с.

45. Куркатов С.В., Скударнов С.Е., Коваленко В.В. Гигиеническая оценка природной радиоактивности подземных вод Красноярского края. / ВСТ, 2007, н/о, с. 5-8.

46. МУ 2.6.1.-1981-05. Радиационный контроль и гигиеническая оценка источников питьевого водоснабжения и питьевой воды по показателям радиационной безопасности. Оптимизация защитных мероприятий источников питьевого водоснабжения с повышенным содержанием радионуклидов. – М.: 2005.

47. Копия отчета о НИР «Исследование распространения радиоактивных нуклидов в природной среде» (заключительный), АН УССР, Институт ядерных исследований, Книга 1+2, – Киев, 1989.

48. Ядерная технология / Шведов В.П., Седов В.М., Рыбальченко Н.Л., Власов И.Н. Под. общ. Ред. Морохова И.Д. – М.: Атомиздат, 1979. – 336 с.

49. Петросьянц А.М. Ядерная энергетика – М.: Наука, 1981, 272 с.

50. Бабаев И.С., Демин В.Ф., Ильин Л.А. Ядерная энергетика, человек и окружающая среда. – М.: Энергоатомиздат. 1984. – 294 с.

51. Бадеев В.В., Егоров Ю.А. Охрана окружающей среды при эксплуатации АЭС. – М.: Энергоатомиздат, – 1990.

52. Долина Л.Ф. Современная техника и технологии для очистки сточных вод от солей тяжелых металлов: Монография. – Днепропетровск.: Континент. – 2008. – 254 с.

53. Долина Л.Ф. Сточные воды предприятий черной металлургии и способы их очистки. Справочное пособие. – Днепропетровск – Amsterdam.: MILIEU-KON-TAKT OOST-EUROPA, – 1998. – 44 с.

54. Долина Л.Ф. Сточные воды предприятия горной промышленности и методы их очистки. Справочное пособие. – Днепропетровск.: УЭА «Зелений світ», 2000. – 44 с.

55. Долина Л.Ф. Технология для строителей. Учебное пособие. – Днепропетровск.: Континент, 2006. – 256 с.

56. Долина Л.Ф. Современная технология и сооружения для очистки нефтесодержащих сточных вод: Монография. – Днепропетровск: Континент, 2005. – 296 с.

57. Конструирование ядерных реакторов. Емельянова И.Я., Михан В.И., Солонин В.Н. и др. – М.: Энергоатомиздат, 1982.

58. Преображенская Л.Б., Зарубин В.А., Никандрова А.В. Популярно о ядерной энергетике. – М.: Энергоатомиздат, 1993.

58а. Долина Л.Ф. Сорбционные методы очистки производственных сточных вод: Учебное пособие. – Д.: ДИИТ. –2000. – 84 с.

59. Долина Л.Ф. Использование ПАВ для интенсификации обезвоживания и осветления сточных вод обогатительных фабрик. Выпуск 4, ЦНИИЦВЕТМЕТ экономики и информации. – М.: 1984 – 48 с.

60. Интенсификация процессов обезвреживания Каминский В.С., Барбин М.Б., Долина Л.Ф. и др. – М.: Недра, 1982. – 224 с.
61. Тезисы докладов Межгосударственной конференции «Химия радионуклидов и металл-ионов в природных объектах», АН Республики Беларусь, Химическое общество Беларуси, 31 марта-2 апреля 1992 г, – Минск, 1992.
62. Гончарук В., Пшинько Г. Роль хімічних форм радіонуклідів у прогнозуванні їхньої поведінки в довкіллі / Вісн. НАН України, – 2011. – №10 – с. 3-16.
63. Долина Л.Ф., Мищенко А. Очистка вод уранодобывающих шахт / Водне господарство України, 2012. – №6(102), –с. 27-35.
64. Долина Л.Ф., Беляев Н.Н. Очистка сточных вод от радиоактивных загрязнений / Довкілля-XXI. Мат. п'ятої Міжн. Молодіжної наук. конф., м. Дніпропетровськ, 6-9 жовт. 2010р. Ред. кол.: Шапар А.Г. (гол.ред.) та ін. – Дніпропетровськ, 2010. – 126 с.
65. Капля О.І. Підвищення безпеки життєдіяльності на радіоційно-забруднених територіях. Автореферат дисерт. на здобуття наук. ступ. к. т. н., ДВНЗ «Придніпровська держ. Акад. будівн. та архітектури», – 2013, – 21 с.
66. Каталог продукції виробничого об'єднання «Придніпровський хімічний завод». Синтетичні сорбенти та екстрагенти. – Дніпропетровськ: Січ, 1994. – 80 с.
67. Каталог продукції виробничого об'єднання «Придніпровський хімічний завод». Хімічні солі та речовини. –Дніпропетровськ: Січ, 1994. – 32 с.
68. Максин В.И., Стандритчук О.З. Некоторые аспекты очистки воды от радиоактивных элементов Химия и технология воды, – 1993, – т.15, №2, с. 128 –143.
69. Долина Л.Ф. Новые методы и оборудование для обеззараживания сточных и природных вод: Монография. – Днепропетровск.: Континент, – 2003. – 218 с.
70. Дезактивация солевых растворов редкометального производства, содержащих естественные радионуклиды / Кудрявский Ю.П., Черный С.А. и др. // ЭКиПР, – август 2008, с.30-32
71. Новая высокоэффективная технология дезактивации радиоактивных солевых растворов и сточных вод / Кудрявский Ю.П., Рахимова О.В. и др. // ЭКиПР, – сентябрь 2008, – с. 56-58.
72. Обезвреживание и дезактивация радиесодержащих солевых отходов / Кудрявский Ю.П., Рахимова О.В. и др. // ЭКиПР, – апрель 2007, – с. 43-45.
73. Обезвреживание промышленных стоков / Штуца М.Г., Филиппов В.Б., Медведева М.Л., Ершов Б.Г. // ЭКиПР, – 2008. – с. 11-14.

74. Изучение коагулирующей способности новых алюминийсодержащих коагулянтов для очистки природных вод / Беляк А.А., Жаворонкова В.Н. и др. // ВСТ, – 2013, №5.

75. Гетманцев С.В., Нечаев Н.А., Гандурина Л.В. Очистка производственных сточных вод коагулянтами и флокулянтами. – М.: Изд-во АСВ, 2008.

76. Гетманцев С.В., Линевич С.Н. Очистка и обеззараживание донской воды на контактных фильтрах последнего поколения «СКИФ 180» // ВСТ, – 2010, Т. 8, с. 35-39.

77. Гетманцев С.В., Сычев А.В., Рашковский Г.Б. Очистка волжской воды полиоксихлоридами алюминия // ВСТ, – 2009, Т. 8, с. 12-16.

78. Гандурина Л.В., Потанова Л.В. Осаждающая способность коагулянта «АКВА=АУРАТTM30» в присутствии гидроксида кальция при очистке воды // ВСТ, – 2012, – №4.

79. Веляев Ю.О., Майоров Д.В., Матвеев В.А. Исследования эффективности применения алюмосиликатного коагулянта на основе нефелина // ВСТ, – 2013, № 3, 4.1, – с. 32.

80. Изучение коагулирующей способности новых алюминийсодержащих коагулянтов для очистки природных вод / Беляк А.А., Жаворонова В.Н. и др. // ВСТ, – 2013, №5.

81. Коростелев Д.П. Обработка радиоактивных вод и газов на АЭС, – М.: Энергоатомиздат, – 1988.

82. Кофман В.Я. Новые окислительные технологии очистки воды и сточных вод (часть 1) (обзор зарубежных изданий) // ВСТ, – 2013, №10, – с. 68-75.

83. Мембранные технологии: Проблемы получения питьевой воды, очистки и концентрирования водных растворов // Х и ТВ, –1997, – Т. 19, №4, с.445-447.

84. Пути решения проблемы очистки сточных вод от тяжелых и радиоактивных металлов / Комягин Е.А., Мынин В.Н. и др. // ЭКиПР, – ноябрь 2008, – с. 21-23.

85. Электрохимическая дезактивация радиоактивно загрязненных глиносодержащих шламов /Аббруззесе К., Корнилович Б.Ю. и др. // ХиТВ, – 2004, – Т. 26, – №3, – с. 247 – 259.

86. Криворучко А.П., Атаманенко И.Д. Очистка вод, содержащих уран, методом ультрафильтрации с одновременным использованием дисперсных материалов // ХиТВ, – 2010, – Т. 32, – №4, – с. 448-457.

87. Очистка природных и сточных вод от соединения урана / Гончарук В.В., Корнилович Б.Ю. и др.// ХиТВ, –2001, Т. 23, – №4, – с. 48-54.

88. Зверев О.М., Сильченков Д.Г., Дружков А.В. Очистка сточных вод от соединений урана хемосорбционными материалами ВИОН // ЭКиПР, – июль 2006, – с. 4-5.

89. Фотосорбенты для переработки радиоактивных отходов / Ровный С.И., Лихачева О.В. и др. // ЭЖИПР, – январь 2006, с. 14-17.
90. Производные полиакриламида как реагенты для очистки вод от U(VI) и Cr(VI) / Яцик Б.П., Юрлова Л.Ю. и др. // ХИТВ, – 2013, Т. 35, – №6, – с. 482-496.
91. Грачок М.А., Прокудина С.А. Взаимодействие озона с поверхностью - активными веществами сточных вод спецпрачечных АЭС // ХИТВ, – 1992, Т. 14, – №2, с. 128-132.
92. Возможность применения озона при очистке стоков спецпрачечных АЭС от ПАВ / Грачок М.А., Прокудина С.А., Пермяков В.Г. и др. // ХИТВ, – 1992, Т. 14, №2, с. 132-136.
93. Величко Б.А., Венковский Н.У., Сухонос В.Я. Дезактивация сточных вод душевых и спецпрачечных фотосорбентами 745 и 761 // ЭЖИПР, Апрель 2002, – с. 19-23.
94. Комаревский В.М., Степанец О.В., Шарыгин Л.М. Очистка жидких радиоактивных отходов различной солености сорбентами типа «Термоксид» // Радиохимия. – 2000. – Т. 42, №3.
95. Chemical and Engineering News, USA, v. 61, №15, 1983, p.24.
96. Канализация, изд. 5, – М.: Стройиздат, – 1975.
97. Карлина О.К., Кропотова Е.В. Эйхорния очищает водоемы Подмосквья от радионуклидов // ЭЖИПР, ноябрь 1999, – с. 28-29.
98. Очистка урансодержащих вод с использованием иммобилизованных микроорганизмов / Корнилович Б.Ю., Гвоздяк Т.Н., Пшинко Г.А. и др. // ХИТВ, – 2001, Т. 23, №5, с. 545-549.
99. Очистка радиоактивно загрязненных природных вод с использованием иммобилизованных гидробиоценозов / Спасенова Л.Н., Шевченко А.Л., Гвоздяк П.И. и др. // ХИТВ, 2004, т.26, №4, с. 395-401.
100. Применение полиаминокарбонильных смол для рекуперации урана из водных растворов // Информационный бюллетень итало-советской торговой палаты, 1988, – №2, с. 37-41, Милан, Италия.
101. Руденко Л.И., Ральчук И.А., Хан В.Е. Сорбция радионуклидов из жидких радиоактивных отходов и грунтовых вод целлюлозосодержащих материалов // Экотехнологии и ресурсосбережение, 2006, №5, – с. 57-60.
102. Очистка вод от цезия-137 и стронция-90 с использованием природных и активированных карбонатсодержащих материалов / Корнилович Б.Ю., Спасенова Л.Н. и др. // ХИТВ, 1992, т. 14, №1, с. 48-52.
103. Очистка воды и рассолов от калия, рубидия, цезия, кальция, стронция и бария / Алыкова Т.В., Алыков Н.М. и др. // ЭЖИПР, апрель 2004, с. 38-41.
104. Алыков Н.М., Сорокина О.А. Сорбционная очистка природных и сточных вод от ионов рубидия // ЭЖИПР, декабрь 2007, с. 45-47.

105. До питання зниження екологічного навантаження на територію при розробці уранових родовищ / Остапенко Н.С., Тяпкін О.К., Кириченко В.А. та інші. // Екологія і природокористування: Збірник наукових праць інституту проблем природокористування та екології НАН України, Випуск 13. – Дніпропетровськ, 2010. – с. 118-131.

106. Концептуальні положення програми переходу регіону видобування та первинної переробки уранової сировини до сталого розвитку / Шапар А.Г., Антонов В.В., Тяпкін О.К., Ємець М.А. та інші. // Екологія і природокористування: Збірник наукових праць інституту проблем природокористування та екології НАН України. Випуск 6. – Дніпропетровськ, 2003. –с. 6-24.

107. Горова А.І., Клімкіна І.І., Павліченко А.В. / Екологічна небезпека для людини та біоти на територіях розвитку урановидобувної та уранопереробної промисловості // Наукові праці ДНГУ. Випуск 18, 2004, – с. 136.

108. Тяпкін О.К. До питання проектування геолого-тектонічного блоку 2-ої черги системи екологічного моніторингу міста Жовті Води // Екологія і природокористування: Збірник наукових праць інституту проблем природокористування та екології НАН України. Випуск 7. – Дніпропетровськ, 2004, – с. 124-135.

109. Шапар А.Г., Тяпкін О.К., Ємець М.А. Науково-практична підтримка реалізації стратегії сталого розвитку регіону видобування та первинної переробки уранової сировини // Екологія і природокористування: Збірник наукових праць інституту проблем природокористування та екології НАН України. Випуск 7. – Дніпропетровськ, 2004, с. 12.

110. Ляшенко В.Н., Коваленко Г.Д. Радиационная и социальная защита населения в регионах добычи и переработки уранового сырья в Украине // Экология и промышленность, 2013, №2, с. 21-27.

111. Ляшенко В.Н., Дворецкий А.Л., Ломакин П.И. Научно-популярное издание Охрана природной окружающей среды в зоне природного и техногенного радиационного загрязнения. Днепропетровск, «Гамалія», 2007. – 180 с.

112. Ляшенко В.Н., Зонов С.П. Радиационная безопасность жизнедеятельности человека в Украине. Проблемы и пути их решения // Проблемы природопользования, устойчивого развития и техногенной безопасности регионов. Материалы 2-й Международной научно-практической конференции; г. Днепропетровск, Украина, 01–03 октября 2003, / Редкол.: Шапарь А.Г. (гл.ред.) и др. – Днепропетровск, 2003, с. 29.

113. Ємець Н.А., Романенко І.І. Соціально-екологічні проблеми регіона добычи и первичной переработки уранового сырья / Проблеми природокористування, сталого розвитку та техногенної безпеки регіонів. Мат. п'ятої Міжнар. наук.-практ.конф., м. Дніпропет-

ровськ, 08-09 жовтня 2009р. / Редкол.: Шапар А.Г. (гол.ред.) та інші. – Дніпропетровськ, 2009. – Ч.1, с. 55-57.

114. Билашенко О.Г., Тяпкин О.К. Комплексное геолого-географические исследования радиоэкологической направленности. // Довкілля – ХХІ. Мат. четвертої Міжнародної молод. Наук. конф., м. Дніпропетровськ, 9 – 10 жовтня. 2008р. / Редкол.: Шапар А.Г. (гол.ред.) та інші. – Дніпропетровськ, 2008. – с. 17-21.

115. Письменная О.Б. Экономическая оценка целесообразности обессоливания шахтных вод урановых рудников. // Проблеми природо-користування сталого розвитку та техногенної безпеки регіонів. Мат. п'ятої Міжнар. наук.-практ.конф., м. Дніпропетровськ, 08–09 жовтня 2009р. / Редкол. Шапар А.Г. (гол.ред.) та інші. – Дніпропетровськ, 2009, – Ч.1, с. 74-75.

116. Бахуров В.С., Луценко Н.К., Шашкина Н.Н. Радиоактивные отходы урановых заводов / Под ред. Копычева Б.С. – М.: Атомиздат, 1965. – 145 с.

117. Омельчук Ю.А., Рудковская Е.В., Гомеля Н.Д. Очистка шахтных вод от урана коагуляцией // Энерготехнологии и ресурсосбережение. – 2011. – №5. – с. 36-40.

118. Долина Л.Ф. Проектирование и расчет сооружений и установок для механической очистки производственных сточных вод: Учеб. пособие. – Днепропетровск: Континент. – 2004. – 93 с.

119. Долина Л.Ф. Проектирование и расчет сооружений и установок для физико-химической очистки производственных сточных вод: Учеб.пособие. – Днепропетровск: Континент. – 2004. – 127 с.

120. Громов Л.И., Кретинин А.А., Удод В.В. и др. Долговременное хранение и захоронение отработанных источников ионизирующего излучения в Украине. Под общей редакцией Авдеева О.К. – Киев: «ВЦ» «ДрУк», 2001, – 128 с.

121. Долина Л.Ф., Машихина П.Б. Осадки сточных и питьевых вод: проблемы и решения: Монография, – Днепропетровск, «Континент», – 2014. – 211 с.

122. Шуктомова Н.Н., Рачкова Н.Г. Использование отходов целлюлозно – бумажной промышленности в процессах рекультивации почв, загрязненной радиоактивными элементами. // ЭКиПР, ноябрь 2012г., с. 56-57.

123. Кудрявский Ю.П., Дернов А.Ю., Юков С.А. и др. Усовершенствованная технология переработки и дезактивации радиоактивных отходов редкометального производства // ЭКиПР, декабрь 2010г, с. 4-7.

124. Обливанцев Д.Ю., Щербакова Е.П. Эффективность применения бентонитовых глин для изоляции радиоактивных отходов // ЭКиПР, август 2008, с. 16-19.

125. Мусатов Н.Д., Митянин А.С. Роторный кальцинатор для кальцинации жидких РАО // Сборник тезисов докладов VII Международной науч.-технич. конфер. «Безопасность, эффективность и экономика атомной энергетики» (МНТК – 2010). – М. 2010.

126. Кривяков О.А., Масанов О.Л., Полуэктов П.П. Исследование кальцинации азотнокислых растворов в распылительной сушилке // Атомная энергия, 2002, Т.93, №3.

127. Охрана окружающей среды и экологическая безопасность на железнодорожном транспорте. / Под ред. Проф. Зубрева Н.И., Шарповой Н.А. – М.: УМК МПС России, 1999 – с. 592.

128. Соболев И.А., Хомчик Л.М. Обезвреживание радиоактивных отходов на централизованных пунктах. – М., Энергоатомиздат. – 1993.

129. Национальный доклад Украины о Гармонизации жизнедеятельности общества в окружающей природной среде. Специальное издание к 5-й Общеввропейской конференции министров окружающей среды «Окружающая среда для Европы», Киев, – 2003.

Примечание: В списке литературы приняты следующие сокращения:

ВСТ – Водоснабжение и санитарная техника;
ЭКиПР – Экология и промышленность России;
ЭиР – Экология и ресурсосбережение;
ХиТВ – Химия и технология воды.



Долина Леонид Федорович

Кандидат технических наук, доцент, приват-профессор кафедры «Гидравлика и водоснабжение» Днепропетровского национального университета железнодорожного транспорта имени академика В. Лазаряна. Круг научных интересов: техника и технология очистки бытовых и промышленных сточных вод, мониторинг окружающей среды, религия и охрана природы, проблемы экологического образования и др. Автор около 350 опубликованных научных и учебно-методических трудов, в том числе 10 монографий, 12 учебных пособий, 2 справочных пособия, 15 брошюр. Автор имеет 10 патентов в области промышленных сточных вод и в вопросах охраны окружающей среды.



Гулько Елена Юрьевна

Кандидат технических наук, доцент кафедры «Гидравлика и водоснабжение» Днепропетровского национального университета железнодорожного транспорта имени академика В. Лазаряна. Круг научных интересов: экологическая безопасность, моделирование загрязнения на промышленных объектах и урбанизированных территориях, экология человека, антропогенная нагрузка на окружающую среду. Автор более 80 опубликованных научных и учебно-методических трудов, в том числе 3 монографий.



Машихина Полина Борисовна

Кандидат технических наук, доцент кафедры «Гидравлика и водоснабжение» Днепропетровского национального университета железнодорожного транспорта имени академика В. Лазаряна. Круг научных интересов: рациональное использование водных ресурсов и их охрана, подготовка питьевой и технической воды для промышленных и бытовых вод, моделирование загрязнения атмосферы при авариях на транспорте. Автор более 70 опубликованных научных и учебно-методических трудов, в том числе 4 монографий.

Наукове видання

Долина Леонід Федорович
Гулько Олена Юріївна
Машихіна Поліна Борисівна

Монографія

ЗАХИСТ ВОД ВІД
РАДІОАКТИВНОГО
ЗАБРУДНЕННЯ

Російською мовою

Матеріал друкується в авторській редакції

Підписано до друку 12.04.2016 р.
Формат 60х84/16. Папір офсетний.
Умовно-друкованих аркушів 20,02.
Обліково-видавничих аркушів 13,18.
Наклад 300 пр. Зам. № 64.

Видавництво і друкарня «Ліра».
49050, м. Дніпропетровськ, вул. Наукова, 5.
Свідоцтво про внесення до Державного реєстру
ДК № 188 від 19.09.2000.