

МІНІСТЕРСТВО ЕКОЛОГІЇ ТА ПРИРОДНИХ РЕСУРСІВ УКРАЇНИ
ДЕРЖАВНЕ АГЕНТСТВО УКРАЇНИ З УПРАВЛІННЯ ЗОНОЮ ВІДЧУЖЕННЯ

**ПРОБЛЕМИ
ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ
ВІДЧУЖЕННЯ**

**PROBLEMS OF CHERNOBYL
EXCLUSION ZONE**

НАУКОВО-ТЕХНІЧНИЙ ЗБІРНИК

Засновано у 1994 році

Випуск 13–14

Славутич
2015

Збірник містить результати наукових досліджень і дослідно-конструкторських робіт у зоні відчуження ЧАЕС, спрямованих на розроблення технологій, устаткування та приладів для поводження з радіоактивними відходами й ліквідації наслідків аварії на ЧАЕС, вивчення складу й будови твердофазних носіїв активності ґрунту зони відчуження, трансформації форм продуктів розподілу радіонуклідного складу паливних випадань у ближній зоні ЧАЕС, просторового розподілу радіонуклідів та на вирішення інших проблем радіоекології. Велику увагу приділено медико-біологічним аспектам впливу наслідків аварії на флору, фауну та здоров'я людини, умовам праці й стану захворюваності працівників зони відчуження.

Для науковців, які працюють у галузях екології, радіоекології, атомної енергетики, радіології, радіохімії та радіобіології, а також аспірантів і студентів.

The collection comprises the results of researches and design activity in the ChNPP exclusion zone, aimed at the development of technologies, equipment and devices for radioactive waste management and ChNPP accident clean-up, at studying the composition and structure of the Exclusion zone soil activity solid bearers, form transformation of the fission products of fuel fallout radionuclide composition in the ChNPP near zone, the spatial distribution of radionuclides and other radioecological issues. Much attention is paid to medical and biological aspects of the accident influence on the flora, fauna and human health, labour conditions and incidence of the workers of the Exclusion zone.

The collection is for scientists, postgraduates and students engaged in ecology, radioecology, atomic engineering, radiology, radiochemistry and radiobiology.

Редакційна колегія:

В. В. Петрук (головний редактор), В. М. Шестопапов (заступник головного редактора),
М. Д. Бондарьков (відповідальний секретар), Д. А. Бази́ка, В. Г. Бар'яхтар, О. І. Бондар,
С. П. Гащак, Ю. О. Іванов, С. І. Кіреєв, Ю. О. Ключников, Г. Д. Коваленко, Ю. О. Кутлахмедов,
Г. В. Лисиченко, Б. Я. Осколков, А. І. Савін, М. М. Талерко, Р. Г. Темний, Ю. О. Шибєцький

Адреса редколегії:

вул. 77-ї Гвардійської дивізії, 11, м. Славутич, Київська обл., Україна, 07101
ДНДУ «Чорнобильський центр з проблем ядерної безпеки,
радіоактивних відходів та радіоекології»
Тел. (04579) 2-30-16, факс (04579) 2-81-44

ЗМІСТ

Анализ ядерной безопасности системы хранения поврежденного отработавшего ядерного топлива в ХОЯТ-1

Н. А. Карпенко, Ж. П. Фесенко4

Конечное состояние преобразования объекта «Укрытие» в экологически безопасную систему

Д. А. Стельмах, В. К. Кучинский, А. М. Платоненко38

Особливості міграції тритію та інших радіонуклідів на території пункту зберігання радіоактивних відходів Державного спеціалізованого підприємства «Київський державний міжобласний спеціальний комбінат»

В. П. Мельниченко, В. П. Старий, Л. А. Фурман, М. С. Ходорівський45

Комплексна оцінка радіаційної обстановки на майданчику будівництва Централізованого сховища відпрацьованого ядерного палива на території Чорнобильської зони відчуження

Л. І. Павловський, Д. В. Городецький, А. О. Холодюк, В. В. Деренговський, В. В. Єгоров, І. А. Литвин, Є. П. Люшня, М. І. Павлюченко, В. Ен-І. Хан62

Проблеми визначення проектних контрольних рівнів показників радіаційної обстановки на робочих місцях під час проектування робіт на об'єкті «Укриття»

В. М. Рудько, Л. І. Павловський, А. О. Сизов, Д. В. Городецький, А. О. Холодюк70

Современные методы измерения ^{90}Sr

Д. М. Бондарьков, В. А. Желтоножский, М. В. Желтоножская, Н. В. Стрильчук 81

Анализ ядерных аварий и их причин

В. Г. Барьяхтар, М. Г. Данилевич90

АНАЛИЗ ЯДЕРНОЙ БЕЗОПАСНОСТИ СИСТЕМЫ ХРАНЕНИЯ ПОВРЕЖДЕННОГО ОТРАБОТАВШЕГО ЯДЕРНОГО ТОПЛИВА В ХОЯТ-1

Н. А. Карпенко, Ж. П. Фесенко

Государственное специализированное предприятие «Чернобыльская АЭС»

С целью выполнения требований «Общегосударственной программы снятия с эксплуатации Чернобыльской АЭС и преобразования объекта «Укрытие» в экологически безопасную систему» в части освобождения блоков от отработавшего ядерного топлива (ОЯТ) и соблюдения сроков снятия с эксплуатации Чернобыльской АЭС необходимо обосновать условия безопасного размещения и хранения поврежденного ОЯТ (ПОЯТ) в хранилище ОЯТ-1 (ХОЯТ-1). Освобождение блоков №№ 1, 2 от ПОЯТ позволит начать работы, предусмотренные на этапе окончательного закрытия и консервации.

В разработанном техническом проекте «Оборудование и технология стабилизации, перевозки и хранения спецпеналов (СП) с ПОЯТ» предусмотрена возможность размещения поврежденного топлива в каньоне ХОЯТ-1. Освобождение блоков №№ 1, 2 от поврежденного топлива позволит снизить зависимость выполнения поставленных перед ГСП ЧАЭС задач по снятию с эксплуатации от сроков реализации проекта ХОЯТ-2. Также это даст возможность присвоить блокам №№ 1, 2 статус объектов по обращению с радиоактивными отходами.

Прежде чем все поврежденное топливо будет размещено в ХОЯТ-1, необходимо выполнить анализ безопасности данной схемы хранения. В этой статье произведен анализ ядерной безопасности ХОЯТ-1 при размещении поврежденного топлива в каньоне и отсеке хранения транспортных чехлов для условий нормальной эксплуатации, при нарушении условий нормальной эксплуатации и в аварийных ситуациях. Выполнение данного анализа является необходимым для реализации вышеупомянутых проектов.

Ключевые слова: ядерная безопасность, хранилище ядерного топлива, поврежденное ядерное топливо

Введение

ХОЯТ-1 является объектом временного хранения ОЯТ ГСП ЧАЭС. Однако ряд трудностей при строительстве ХОЯТ-2, места постоянного хранения ОЯТ, привел к затягиванию сроков ввода в эксплуатацию данного объекта. При этом на фоне необходимости соблюдения сроков реализации государственных задач по снятию с эксплуатации ГСП ЧАЭС ХОЯТ-1 используется для обращения и хранения ОЯТ и в настоящее время. Так, было принято решение о заполнении 5-го резервного отсека бассейна выдержки (БВ) ХОЯТ-1 кондиционным ОЯТ, что, в свою очередь, позволило освободить приреакторные бассейны выдержки и выполнять дальнейшие мероприятия на блоке № 3.

В случае концентрации всего имеющегося на ГСП ЧАЭС отработанного ядерного топлива в ХОЯТ-1, несмотря на запроектную загрузку объекта, необходимо иметь возможность проведения транспортно-технологических операций (ТТО) как с кондиционным, так и с поврежденным ОЯТ, а также обеспечить резервные места на случай аварийной выгрузки топлива из штатных мест хранения.

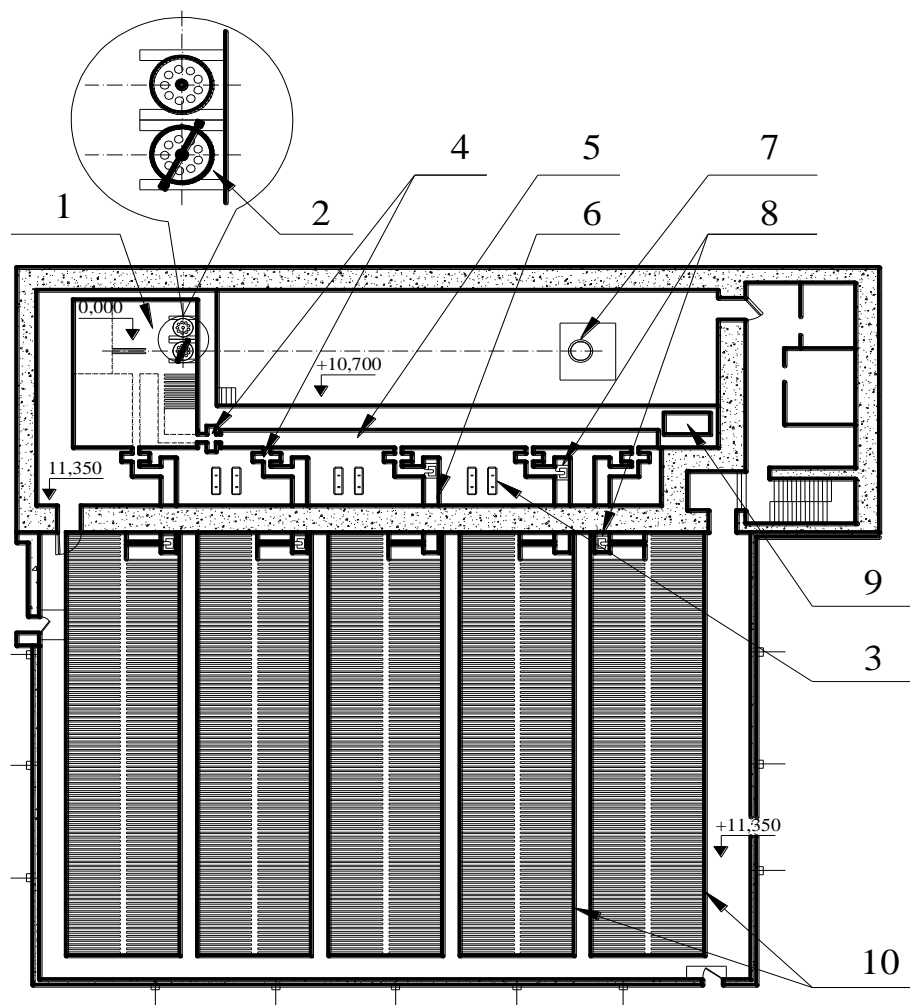


Рис. 1. Схема ХОЯТ-1: 1 – отсек хранения транспортных чехлов; 2 – место хранения чехла транспортно-передаточного (ЧТП); 3 – места хранения гидрозатворов; 4 – места установки гидрозатворов; 5 – каньон; 6 – канал: ОХТЧ (либо каньон) – отсек БВ ХОЯТ-1; 7 – наводящее устройство; 8 – тележка передающая; 9 – бак промывочный для дезактивации инструмента; 10 – отсеки бассейна выдержки

ХОЯТ-1 представлен следующими местами, доступными для хранения ОЯТ: отсеки бассейнов выдержки (БВ) №№ 1–5, отсек хранения транспортных чехлов (ОХТЧ) и каньон (рис. 1). В настоящее время в качестве резервных мест хранения кондиционного ОЯТ для любого из пяти отсеков БВ ХОЯТ-1 определены БВ кассет блоков №№ 1, 2. Для ПОЯТ, размещаемого в каньоне, в качестве резервного места хранения может быть использован ОХТЧ ХОЯТ-1 при условии обеспечения ядерной безопасности. Следовательно, анализ ядерной безопасности должен быть выполнен для загрузки ПОЯТ каньона и ОХТЧ ХОЯТ-1.

Концептуальный подход при обращении с ПОЯТ, его перевозке и хранении

Тип спецпеналов, в которых хранится ПОЯТ в настоящее время, состояние самого ПОЯТ, а также характеристики предполагаемых мест хранения ПОЯТ диктуют конечную концепцию при его хранении. Так, результаты обследования ПОЯТ позволили определить основные повреждения ПОЯТ, которыми являются механические дефекты, включая нарушение герметичности оболочек тепловыделяющих элементов (ТВЭЛ). К ним относятся: отрыв тепловыделяющей сборки (ТВС) от штанги; расштифтование хвостовика и/или гайки; смещение ТВЭЛ; обрыв штанги; деление ТВС на два пучка ТВЭЛ (ТВС разделена по температурному зазору); деформирование и повреждение дистанционирующих решеток; деформация ТВЭЛ; отсутствие хвостовика или гайки [13].

ПОЯТ хранится в специальных пеналах разной конфигурации и в стандартных пеналах в БВ центральных залов блоков №№ 1, 2 и в стандартных пеналах в отсеках БВ ХОЯТ-1. Общее количество ПОЯТ на Чернобыльской АЭС составляет 56 поврежденныхборок [11].

В СП типов №№ 1, 2, 3, 4 и 5, информация о которых приведена ниже, располагается разное количество пучков ТВЭЛ, при этом все они располагаются на консолях таким образом, что ПОЯТ находятся под слоем воды на глубине погружения в среднем от 4 до 16 м (рис. 2–5) [12]. В СП находится в среднем от 1 до 4 пучков ТВЭЛ поврежденных отработавших ТВС (ОТВС). При этом в одном из них хранится 5 пучков ТВЭЛ. СП подвешены на тросах за консоли БВ и располагаются под слоем воды на глубине более 16 м.



Рис. 2. Днище спецпенала, тип 1 и 2

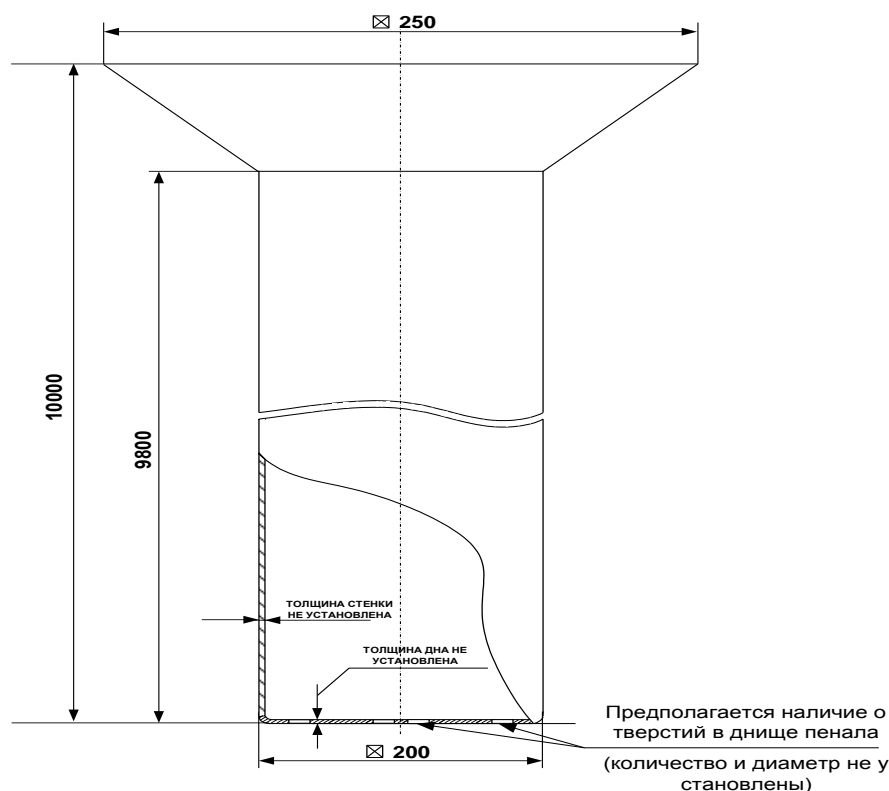


Рис. 5. Спецпенал для хранения поврежденных ОТВС, тип 5

На основании имеющейся информации разработана конечная концепция обращения, перевозки и хранения ПОЯТ. Промежуточной целью задачи по обращению и хранению ПОЯТ является его размещение на временное хранение в каньоне ХОЯТ-1. Согласно проекту все поврежденное топливо будет помещено в унифицированные СП (УСП) и корзины для размещения СП (КРСП) (рис. 6, 7) [11,12].

Унифицированный специальный пенал разработан и предназначен для стабилизации и хранения СП-1, СП-2, СП-5 с ПОЯТ. УСП представляет собой металлическую конструкцию, состоящую из корпуса, крышки и съемной биологической защиты. КРСП разработана для размещения, хранения СП-3, СП-4 (стандартных СП с ПОЯТ). КРСП представляет собой металлическую конструкцию, состоящую из составного корпуса, крышки и биологической защиты. УСП и КРСП могут быть использованы для перевозки ПОЯТ в вагоне-контейнере.

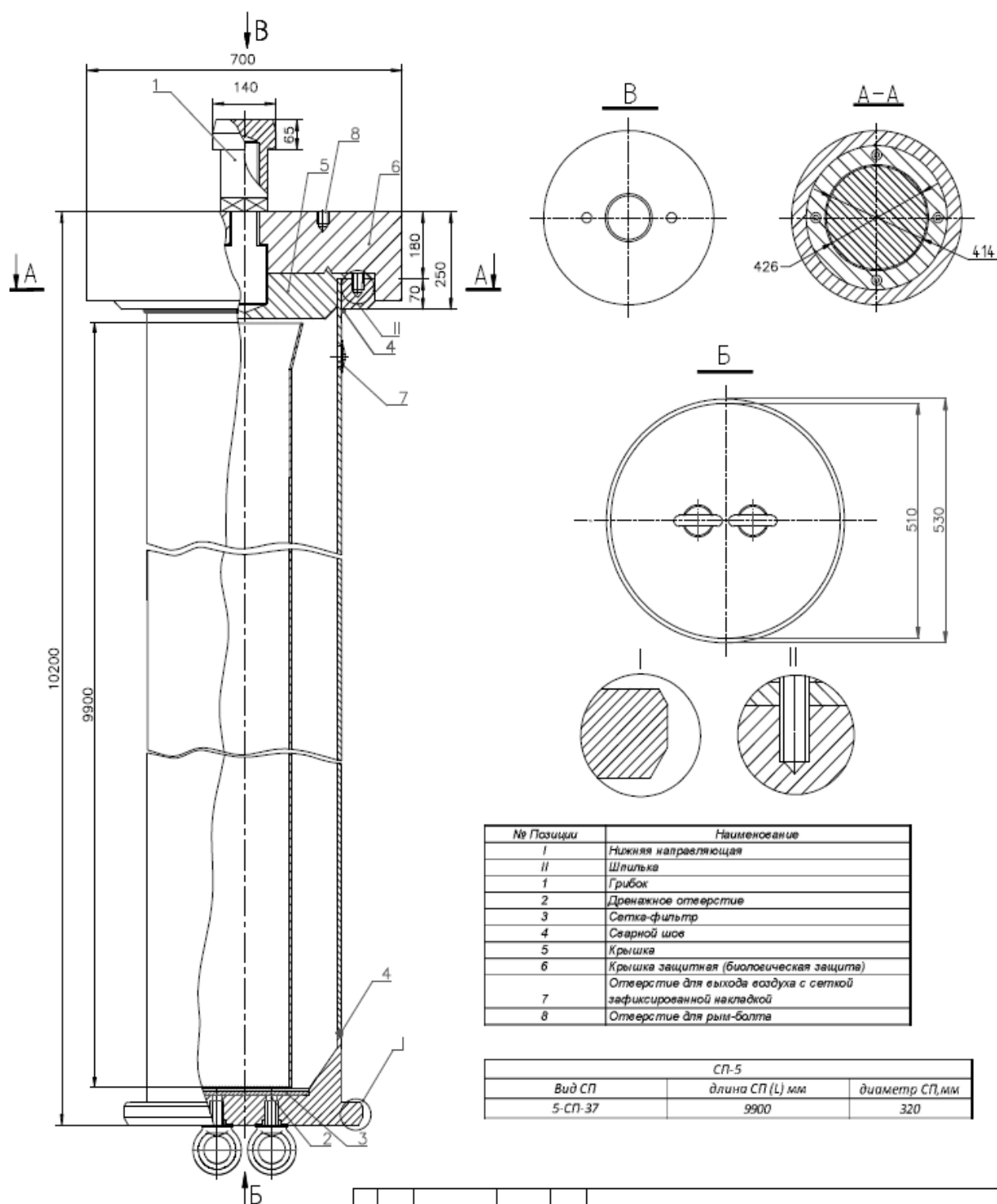


Рис. 6. Унифицированный спецпенал. Общий вид

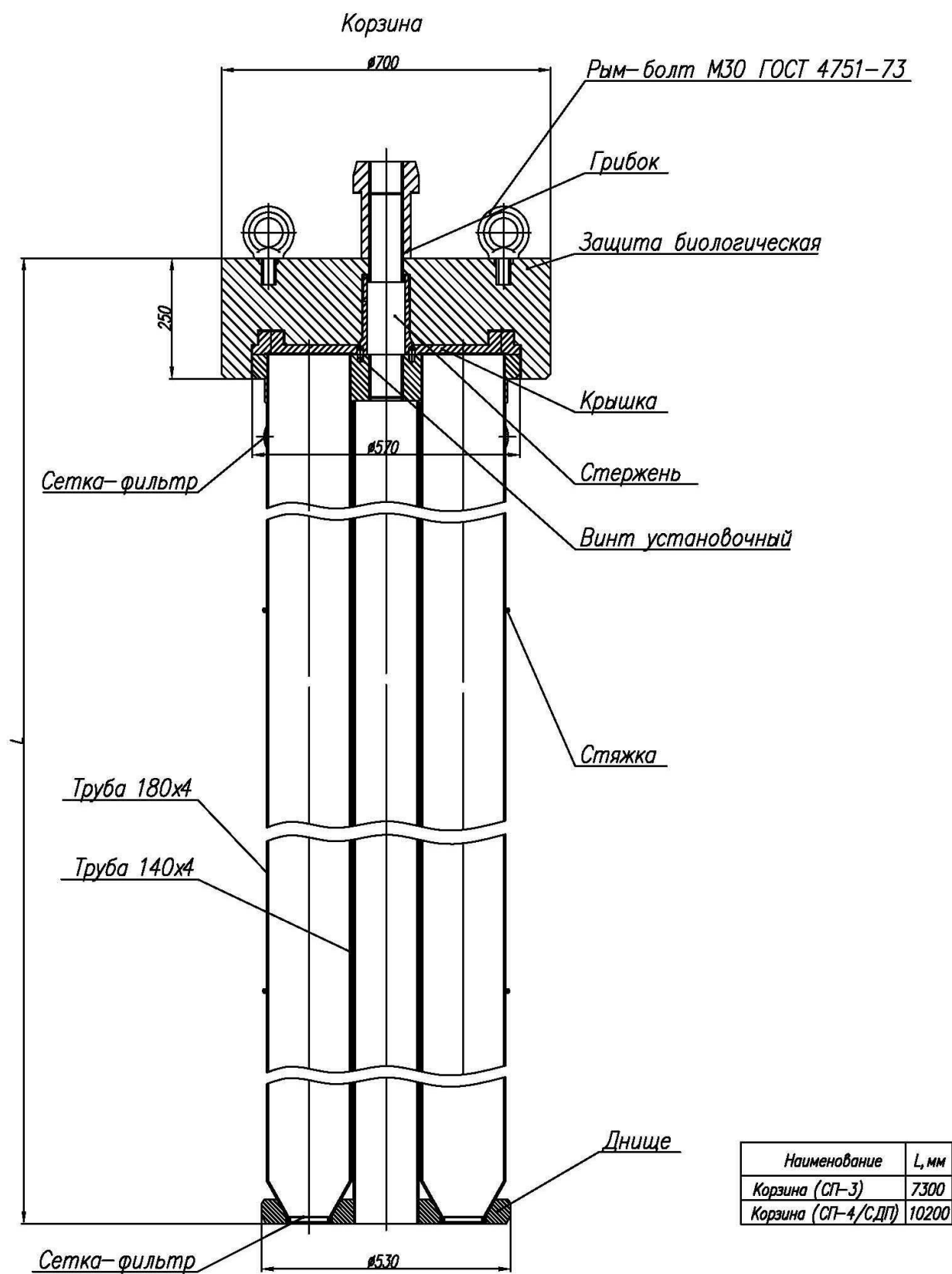


Рис. 7. Корзина для размещения спецпенала [12]

Для хранения ПОЯТ может быть использован как каньон, так и ОХТЧ. Каньон предназначен для временного хранения (размещения) ОТВС, а также для обеспечения перемещения пеналов с ОТВС в любой из отсеков БВ ХОЯТ-1 (пом. 134/1÷5) (рис. 8). [8] Вместимость каньона – 420 пеналов с ОТВС (при условии наличия двух рядов консолей развески)/29 УСП (или КРСП) с ПОЯТ; количество полурядов с ОТВС – 146 (до укорачивания одного из рядов консолей); шаг размещения пеналов с ОТВС – 230 x 110 мм; шаг размещения УСП/КРСП – 690 мм.

Каньон представляет собой железобетонную емкость (длина – 21,9 м, ширина – 1 м, глубина – 11,3 м), стены и днище которой облицованы коррозионно-стойкой сталью. Каньон имеет щелевое перекрытие, представляющее собой кронштейны консольного типа для развески ОТВС в пеналах. Сверху щелевое перекрытие закрывается крышками. Хранение ОТВС в каньоне осуществляется в пеналах, залитых водой, с шагом 230 x 110 мм [5, 6].

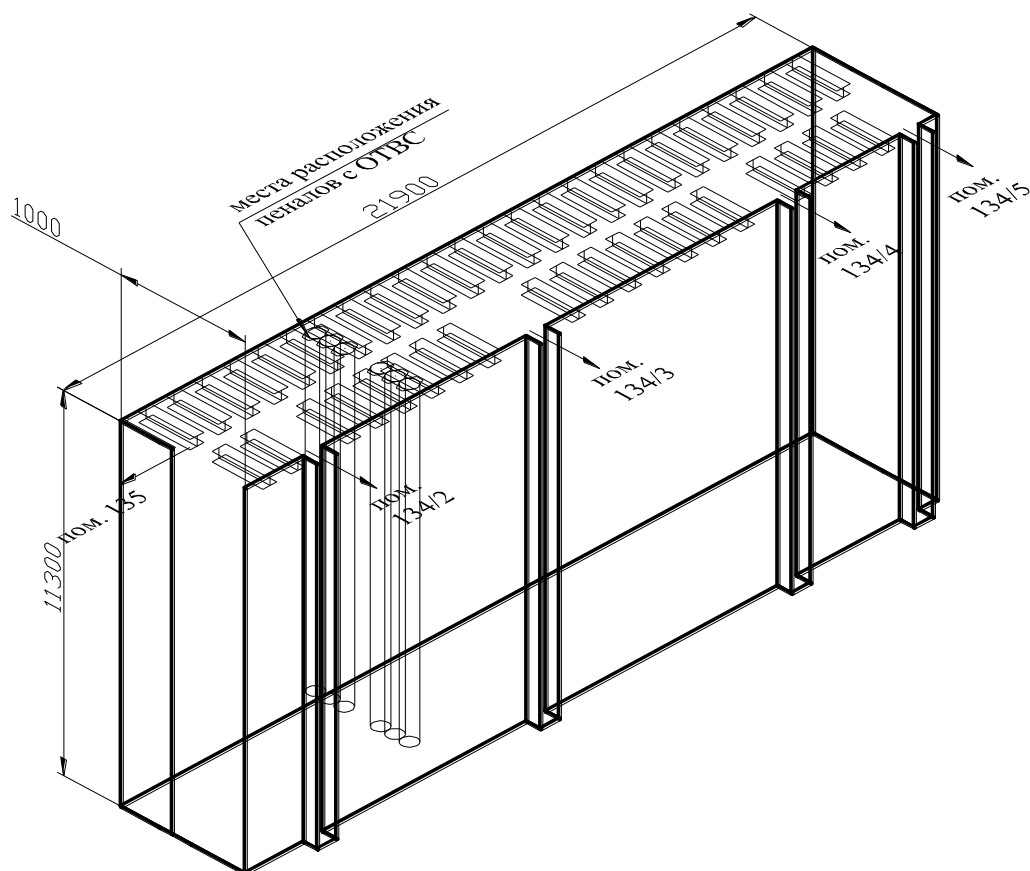


Рис. 8. Схема каньона (пом. 137) ХОЯТ-1



Рис. 9. Каньон бассейна выдержки ХОЯТ-1

Для размещения УСП (КРСП) в каньоне необходимо провести укорачивание (обрезку) одного из рядов консолей развески (рис. 10). Это обусловлено геометрическими размерами УСП (КРСП) и самого каньона. В тоже время это обеспечит возможность проведения ТТО как с ПОЯТ, так и со штатными пеналами с ОТВС. Необходимо отметить, что после установки каждого из УСП (КРСП) на временное хранение в каньоне биологическая защита будет деинсталлирована, что позволит обеспечить вышеуказанный шаг расположения ПОЯТ.

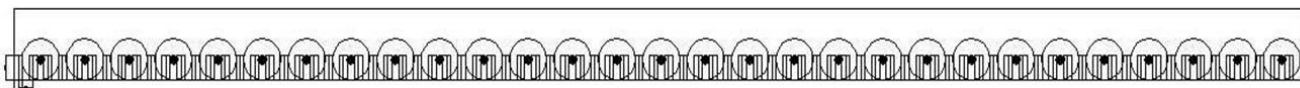


Рис. 10. Эскиз размещения унифицированных спецпеналов с ПОЯТ в каньоне

ОХТЧ пом. 135 ХОЯТ-1 предназначен для приема и хранения транспортных чехлов, перегрузки ОТВС из транспортного чехла в пеналы, обеспечения перемещения пеналов с ОТВС в отсек БВ ХОЯТ-1 пом.134/1 или каньон, а также для временного хранения (размещения) ОТВС в местах накопления пеналов с ОТВС (рис. 11, 12).

ОХТЧ представляет собой аналогичное каньону помещение, за исключением геометрических размеров (длина 7,98 м, ширина 6,78 м, глубина 11,3 м). Отсек хранения транспортных чехлов имеет щелевое перекрытие и новый накопитель, представляющие собой кронштейны консольного типа для развески ОТВС в пеналах. Хранение ОТВС в ОХТЧ осуществляется в пеналах, залитых водой, с шагом 230×110 мм [5].

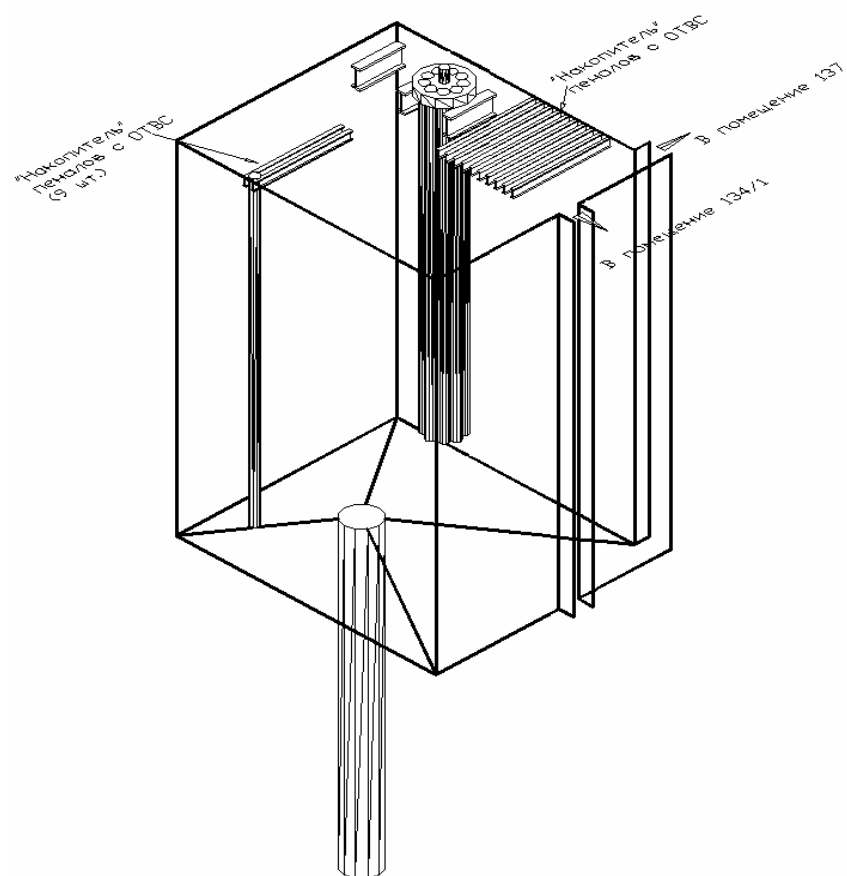


Рис. 11. Схема отсека хранения транспортных чехлов (пом. 135) ХОЯТ-1

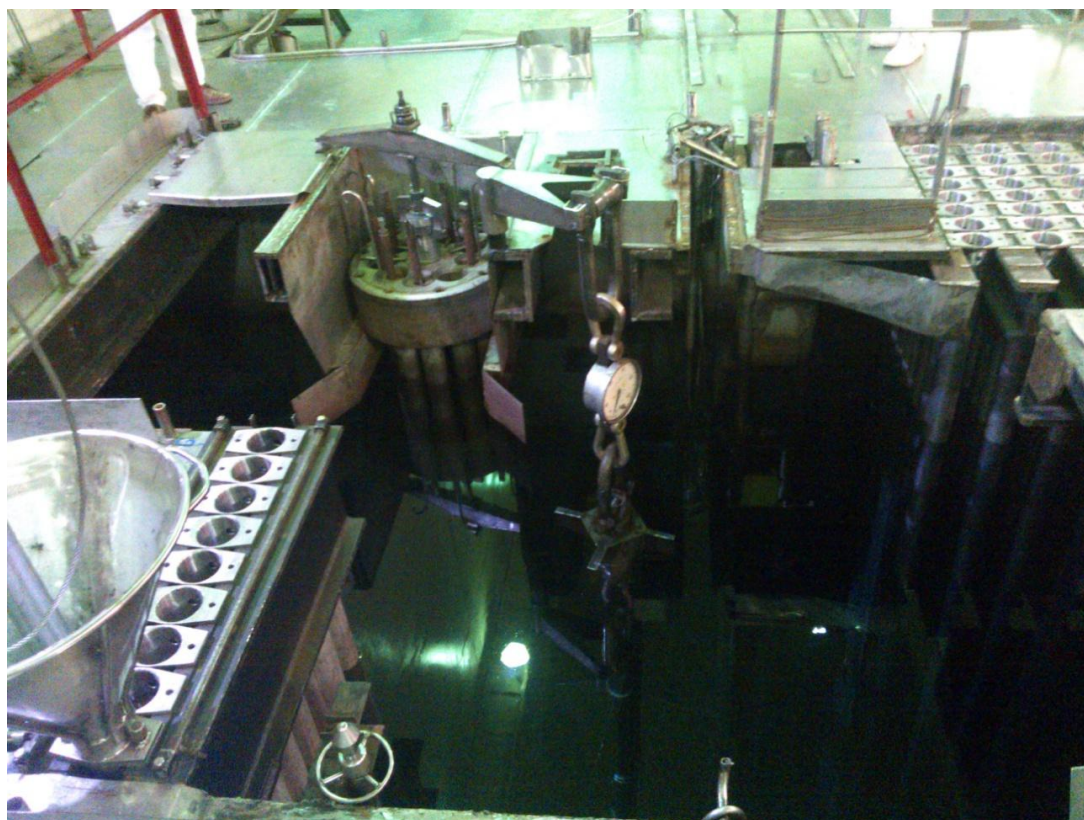


Рис. 12. Отсек хранения транспортных чехлов ХОЯТ-1

Построение расчетных моделей систем размещения ПОЯТ в каньоне и отсеке хранения транспортных чехлов ХОЯТ-1

Для формирования моделей УСП и КРСП и использования их в дальнейших расчетах необходимо определить наиболее консервативную комбинацию параметров модели. С этой целью были построены модели различных вероятных модификаций расположения делящихся ядерных материалов (ЯМ). При создании моделей учитывалась максимально возможная загрузка УСП и КРСП ПОЯТ.

Обогащение ПОЯТ, используемое в модели, принималось равным 2,45% по ^{235}U , что соответствует максимальному обогащению ОТВС, входящих в число ПОЯТ. Необходимо отметить, что число поврежденных ОТВС с обогащением 2,45% равно единице, при этом подавляющее количество поврежденных ОТВС имеет обогащение 1,85%. Следовательно, использование для расчетов размножающих свойств системы ПОЯТ с обогащением 2,45% является консервативным допущением.

Модель корзины для размещения СП также имеет максимально возможную загрузку из четырех СП типов 3, 4 (рис. 13). Центральная труба корзины и дистанционирующие решетки ОТВС не моделировались, что позволило уменьшить количество материала-поглотителя нейтронов в системе, тем самым определив большую степень консерватизма системы.

При выборе шага расположения УСП (КРСП) в каньоне и ОХТЧ ХОЯТ-1 необходимо учитывать, что геометрия расположения делящихся ЯМ в системе является основным параметром, обеспечивающим ядерную безопасность систем хранения и обращения с ЯТ. Таким образом, при обосновании безопасности систем хранения и обращения с ЯТ основополагающим фактором, имеющим непосредственное влияние на значение коэффициента эффективности ($K_{\text{эфф}}$), является шаг расположения ЯТ.

Шаг расположения УСП (КРСП) в каньоне будет непосредственно зависеть от шага расположения консолей. Следовательно, УСП подвешат на консолях каньона таким образом, что шаг их расположения будет равен 690 мм.

Согласно требованиям [4] необходимо рассматривать максимальную проектную емкость хранения ЯТ. Определенный нами шаг расположения УСП (КРСП) в каньоне является характерным для максимальной загрузки. В каньоне максимально возможно разместить 29 УСП с шагом 690 мм. При этом необходимое и достаточное количество УСП (КРСП) для обращения с ПОЯТ на ГСП ЧАЭС равно 27 [11].

В случае необходимости УСП (КРСП) также могут размещаться в ОХТЧ. Для хранения УСП (КРСП) в ОХТЧ представляется возможным использовать следующие места хранения: резервное и штатное место хранения чехла транспортно-передаточного (ЧТП), накопитель пеналов, новый накопитель пеналов, а также одну из консолей ОХТЧ, находящуюся в зоне действия крана [11]. Максимально возможная загрузка ОХТЧ подразумевает, что УСП (КРСП) будут расположены максимально близко относительно друг друга без учета наличия крышки и защитной крышки (биологической защиты).

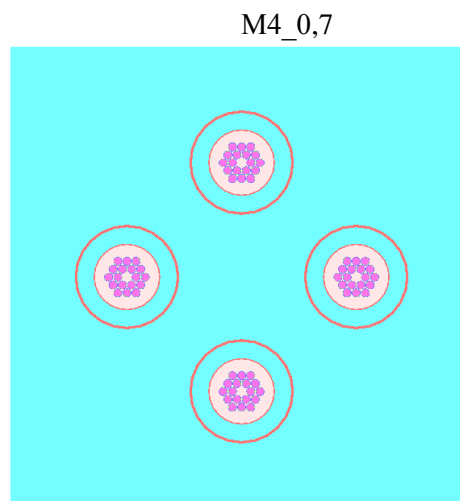


Рис. 13. Поперечное сечение корзины для размещения спецпеналов типов 3, 4
(M4_0,7 – код модели)

Максимальное количество поврежденных ОТВС, которые находятся в СП типов 1, 2 и 5, равно 2,5 шт. Несмотря на то, что СП с 2,5 ОТВС только один, для всех расчетов использовалась именно эта модель (рис. 14) [3, 4].

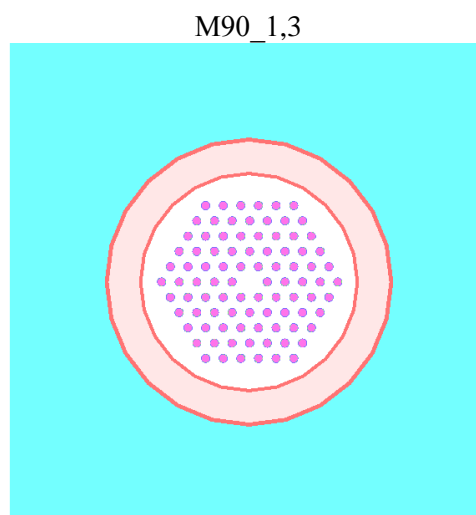


Рис. 14. Поперечное сечение унифицированных спецпеналов с ПОЯТ
(M90_1.3 – код модели)

Используемая нами модель загрузки каньона УСП вмещает 72,5 ОТВС по 2,5 ОТВС в каждом СП. При загрузке каньона КРСП число ОТВС равно 116. Учитывая тот факт, что на ГСП ЧАЭС находится всего 56 поврежденных сборок, количество ЯТ в расчетной модели является консервативным.

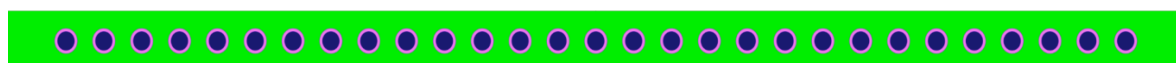


Рис. 15. Поперечное сечение загрузки каньона унифицированных спецпеналов для спецпеналов типов 1, 2, 5

Необходимо отметить, что центры УСП (КРСП) в модели расположены по центральной оси каньона, что является более консервативным, чем размещение их у

одной из стенок каньона, как это будет при реальном формировании его загрузки. Данное допущение является оправданным, поскольку позволяет уменьшить утечку нейтронов на границах модели (рис. 15, 16) [2, 4].

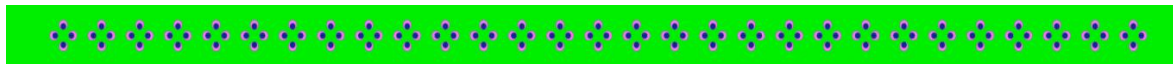


Рис. 16. Поперечное сечение загрузки каньона корзины для размещения спецпеналов типов 3, 4

При построении рабочих моделей ОХТЧ также использована максимально возможная загрузка ПОЯТ с учетом наличия двух УСП в местах хранения ЧТП, модели проведения ТТО, модели снижения уровня воды (рис. 17).

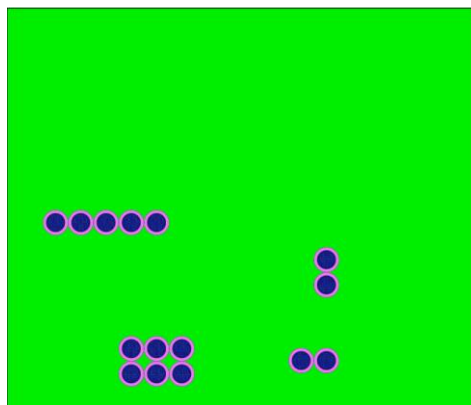


Рис. 17. Поперечное сечение загрузки отсека хранения транспортных чехлов унифицированных спецпеналов типов 1, 2, 5

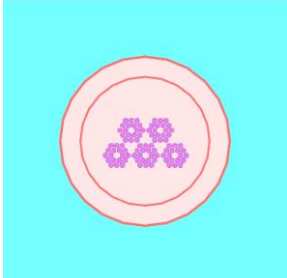
Данная модель вмещает 37,5 ОТВС по 2,5 ОТВС в каждом спецпенале, что позволит производить транспортные или перестановочные операции с кондиционным топливом и ПОЯТ.

Определение консервативной модели УСП (КРСП) и параметров расчетной системы

Кроме расположения УСП (КРСП), необходимо учесть факт изменения взаимного расположения ТВЭЛ вследствие повреждения ОТВС как фактор непосредственного влияния на расположение делящихся ядерных материалов. Были смоделированы варианты разных шагов расположения ТВЭЛ в СП для определения наиболее консервативной геометрии в модели УСП.

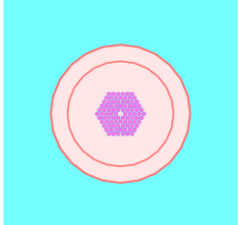
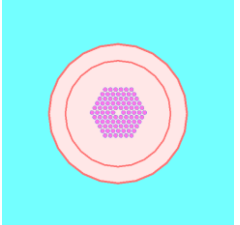
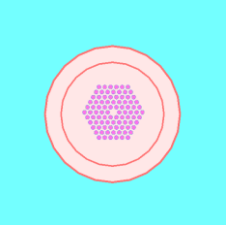
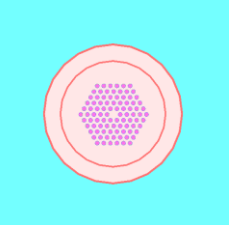
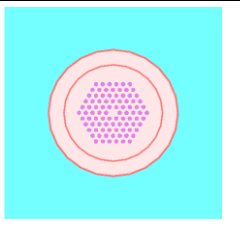
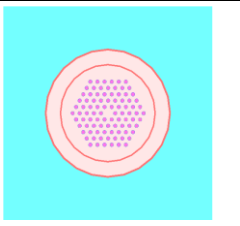
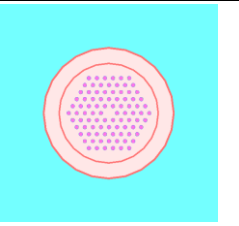
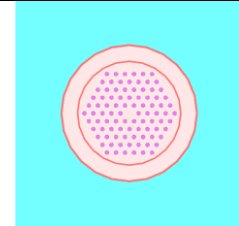
Для того, чтобы определить, как влияет расположение ТВЭЛ в УСП на значение $K_{эфф}$ системы применялись следующие условия: УСП содержит 5 пучков/90 ТВЭЛ (модель M5_90); температура воды в системе, топлива, гелия и конструкционных материалов – 0 °С; плотность воды в системе – 1 г/см³; уровень воды в системе – верхняя граница модели.

Таблица 1. Значение $K_{эфф}$ для спецпеналов с пятью ТВЭЛ (СП находится в УСП)

Модель	M5_90
$K_{эфф}$	0,59157±0,00051
Вид модели	

Учитывая данные телевизионных осмотров ПОЯТ, подтверждающие нарушение геометрии ОТВС, необходимо рассматривать модель поврежденных ОТВС, представленных в виде отдельных ТВЭЛ [13]. Таким образом, далее требуется рассмотреть модели, отображающие расположение 90 ТВЭЛ в СП при изменении шага треугольной решетки ТВЭЛ. Дальнейшие расчеты выполнены с учетом того, что УСП содержит 90 ТВЭЛ (M90_0,0), а расстояние между ТВЭЛ изменялось от 0 до 0,7 см.

Таблица 2. Результаты расчетов $K_{эфф}$ при изменении шага треугольной решетки ТВЭЛ в СП

Модель	M90_0,7 (r = 1,4)	M90_0,8 (r = 1,6)	M90_0,9 (r = 1,8)	M90_1,0 (r = 2,0)
$K_{эфф}$	0,47827±0,00056	0,58446±0,00052	0,67494±0,00057	0,73842±0,00059
Вид модели				
Модель	M90_1,1 (r = 2,2)	M90_1,2 (r = 2,4)	M90_1,3 (r = 2,6)	M90_1,4 (r = 2,8)
$K_{эфф}$	0,77884±0,00054	0,79973±0,00060	0,80712±0,00056	0,80141±0,00057
Вид модели				

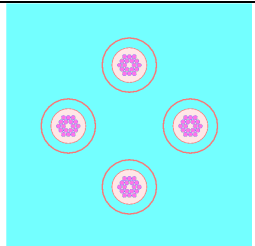
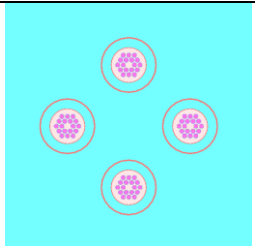
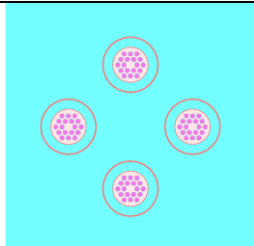
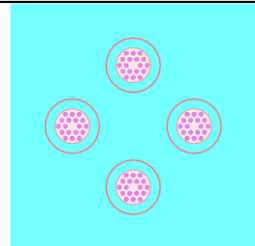
Примечание: r – расстояние между центрами ТВЭЛ

Анализируя результаты расчетов (рис. 18), видим, что наиболее консервативной моделью с точки зрения ядерной безопасности является модель M90_1,3 с расстоянием между центрами ТВЭЛ 2,6 см. При этих условиях достигается значение $K_{эфф} = 0,80712 \pm 0,00056$.

Отметим, что КРСП для СП типов 3, 4 в силу своей геометрии, отличной от геометрии УСП для СП типов 1, 2, 5, обуславливает наличие большего количества ЯТ в расчетной модели. Каждая КРСП может вмещать 4 поврежденные ОТВС, однако

делящиеся ядерные материалы в конечном объеме распределены с меньшей концентрацией по сравнению с УСП для СП типов 1, 2, 5. Следовательно, дальнейшие расчеты $K_{эфф}$ произведены для определения наиболее консервативного расположения ТВЭЛ в КРСП для СП типов 3, 4. Для расчетов применялись условия изменения расстояние между ТВЭЛ от 0 до 0,3 см.

Таблица 3. Результаты расчетов $K_{эфф}$ при изменении расстояния между ТВЭЛ, находящихся в спецналах (СП находятся в трубах КРСП)

Модель	M4_0,7 (r = 1,4)	M4_0,8 (r = 1,6)	M4_0,9 (r = 1,8)	M4_1,0 (r = 2,0)
$K_{эфф}$	0,26727±0,00035	0,29634±0,00040	0,32269±0,00037	0,34604±0,00042
Вид модели				

Примечание: r – расстояние между центрами ТВЭЛ

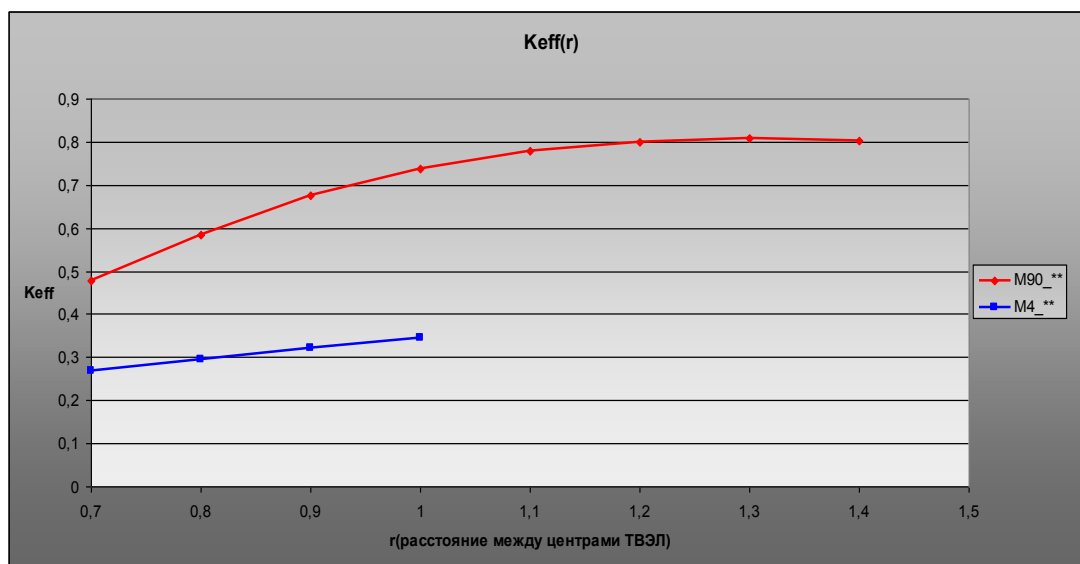
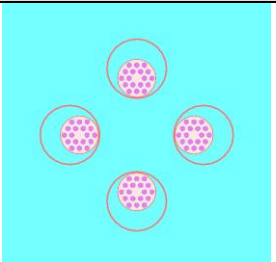
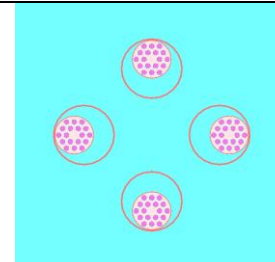


Рис. 18. Зависимость $K_{эфф}$ от расстояния между центрами ТВЭЛ

Анализируя результаты расчетов, видим, что, как и в случае с УСП, для СП типов 1, 2, 5, учтена ситуация разрушения ОТВС (ОТВС представлена в виде отдельных ТВЭЛ) внутри СП. Наиболее консервативной моделью с точки зрения ядерной безопасности является модель M4_1,0 с расстоянием между центрами ТВЭЛ 2,0 см. Определенные нами размножающие способности данной модели намного меньше, чем для модели M90_1,3. Исследование воздействия изменения расположения СП внутри труб КРСП на изменение размножающих свойств системы также не показывает его существенного влияния на конечный результат.

Таблица 4. Результаты расчетов $K_{эфф}$ при изменении расположения СП в трубах УСП

Модель	M4_1,0_C (r = 2,0)	M4_1,0_O (r = 2,0)
$K_{эфф}$	0,35466±0,00043	0,33489±0,00039
Вид модели		

В случае сближения СП в сторону центра КРСП происходит незначительное увеличение размножающих способностей моделируемой системы. В случае отдаления СП с ПОЯТ от центра КРСП наоборот наблюдается некоторое уменьшение $K_{эфф}$.

Модели M4_1,0_C и M90_1,3 имеют разную геометрию расположения ЯМ. Соответственно, размножающие свойства систем, определенных использованием данных моделей УСП и КРСП, будут различны при конкретном наборе параметров системы. Основываясь на полученных результатах, для определения более консервативной модели необходимо провести сравнительный анализ размножающих свойств при изменении температуры составляющих элементов моделируемой системы.

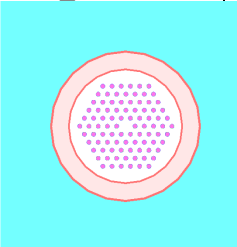
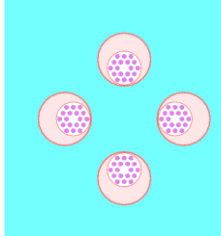
Были выполнены расчеты по исследованию влияния изменения температуры топлива, гелия (газ находится между оболочкой ТВЭЛ и таблетками ЯТ), конструкционных материалов, температуры воды в помещении, в УСП (КРСП), а также температуры воды в СП на изменение $K_{эфф}$ системы.

Полученные результаты свидетельствуют о том, что изменение температурных параметров не оказывает существенного влияния на значение размножающих свойств систем загрузки. Как для модели M90_1,3, так и для модели M4_1,0_C $K_{эфф}$ изменяется лишь в пределах погрешности. При этом прослеживается определенная тенденция к уменьшению $K_{эфф}$ с ростом температуры. Следовательно, в дальнейших расчетах будем использовать температуру воды, топлива, гелия и конструкционных материалов системы, равную 0 °С как наиболее консервативную с точки зрения ядерной безопасности.

В результате взрыва на 4-м энергоблоке ЧАЭС механическое воздействие на ТВС при высоких температурах привели к повреждениям оболочек ТВЭЛ ПОЯТ. Следовательно, необходимо учитывать вариант наличия воды в пространстве под ТВЭЛом. При этом нужно рассматривать случай закупоривания трещин ТВЭЛ, что, в свою очередь, приводит к возможности изменения плотности воды под ТВЭЛом. Данный сценарий может быть более консервативным с точки зрения ядерной безопасности, чем условие заполнения пространства под ТВЭЛом гелием, поскольку он имеет влияние на процессы замедления нейтронного излучения. Далее приведены результаты исследования размножающих свойств системы с учетом вышеуказанных сценариев.

Для расчетов применялись следующие условия: температура топлива, воды в системе, воды под оболочкой ТВЭЛ и конструкционных материалов – 0 °С; плотность воды в системе – 1 г/см³; плотность воды под оболочкой ТВЭЛ изменялась от 0 г/см³ до 1 г/см³; уровень воды в системе – верхняя граница модели.

Таблица 5. Результаты расчетов $K_{эфф}$ при изменении плотности воды в пространстве под ТВЭЛом

ρ воды под ТВЭЛом, г/см ³	$K_{эфф}$					
	0,0	0,2	0,4	0,6	0,8	1,0
M90_1,3 	0,80396± 0,00058	0,80312± 0,00049	0,8026± 0,00049	0,80248± 0,00054	0,80192± 0,00054	0,80065± 0,00057
M4_1,0_C 	0,35535± 0,00042	0,35426± 0,00040	0,35338± 0,00045	0,35306± 0,00040	0,35163± 0,00042	0,35083± 0,00039

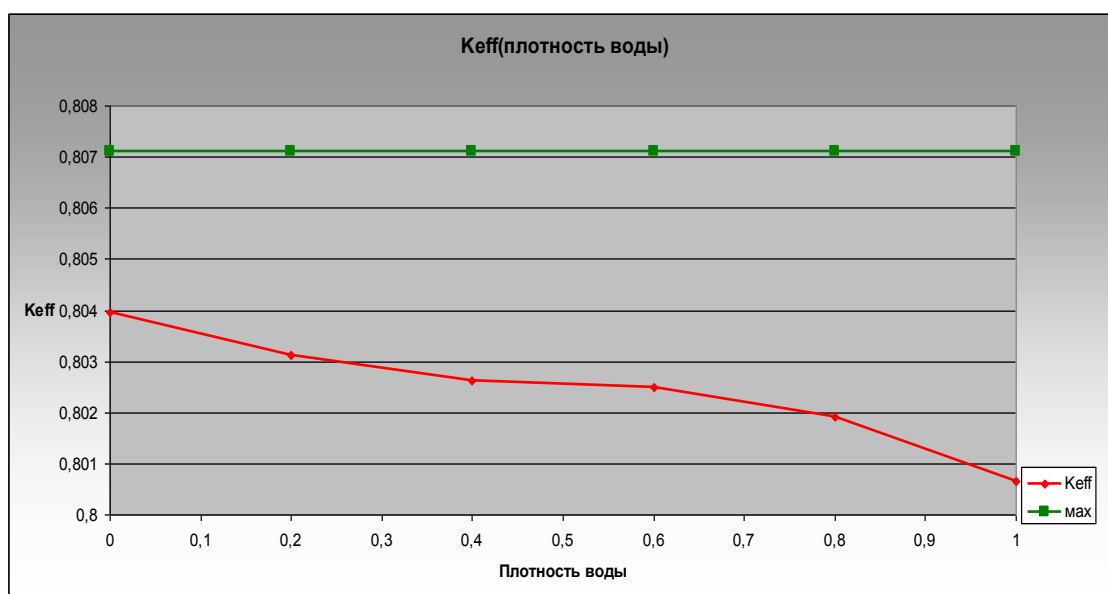


Рис. 19. Зависимость $K_{эфф}$ от плотности воды в пространстве под ТВЭЛом для модели M90_1,3

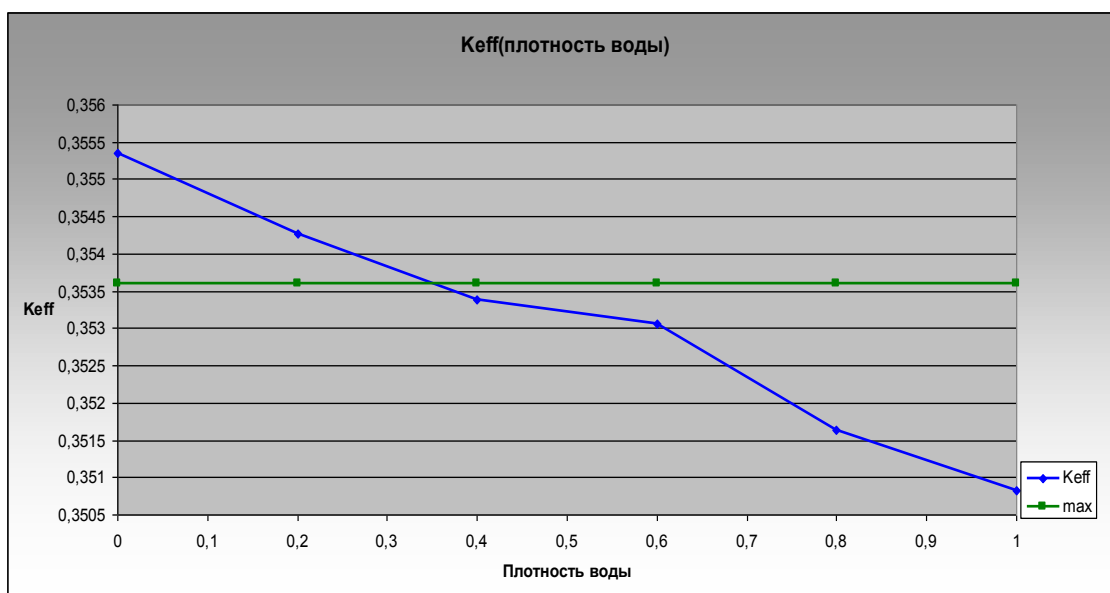


Рис. 20. Зависимость $K_{эфф}$ от плотности воды в пространстве под ТВЭЛом для модели М4_1,0_С

На графиках (рис. 19, 20) показаны максимальные значения $K_{эфф}$ для каждой модели при наличии He_2 под оболочкой ТВЭЛ. Из проведенного анализа результатов расчетов видно, что для систем, характерных для модели М90_1,3, наличие воды в пространстве под ТВЭЛом приводит к некоторому ухудшению размножающих свойств системы. В свою очередь, размножающие свойства систем загрузки, характерных для модели М4_1,0_С, незначительно увеличиваются. При этом значение $K_{эфф}$ изменяется не более чем на 0,2%. Таким образом, дальнейшие расчеты по определению условий, приводящих к наиболее критичному значению $K_{эфф}$ систем, выполнены при наличии He_2 под оболочкой ТВЭЛ.

На основании проведенных исследований можно сделать вывод о том, что, несмотря на большее количество делящихся ЯМ системы загрузки, характерной для модели М4_1,0_С, значение $K_{эфф}$ остается намного меньше, чем для системы загрузки, характерной для модели М90_1,3. Данный факт обусловлен различным распределением делящихся ЯМ в объеме систем, разницей соотношений количества делящихся ЯМ и поглощающего материала. Также влияние оказывает различная конфигурация взаимного расположения делящихся ЯМ и материалов СП и УСП, являющихся поглотителями нейтронного излучения.

Для дальнейших исследований размножающих свойств каньона и ОХТЧ при заполнении ПОЯТ принимались системы загрузки, характерные для модели М90_1,3.

Расчеты параметров критичности системы загрузки каньона ХОЯТ-1

После того, как определена рабочая консервативная модель УСП, необходимо проанализировать поведение рабочей системы загрузки каньона. Несмотря на то, что СП типов 1, 2, 5 и УСП имеют дренажные отверстия в днище, с точки зрения консерватизма необходимо учитывать вариант их закупоривания по той или иной причине. Такая необходимость вызвана тем, что при разных комбинациях плотности воды могут достигаться разные значения $K_{эфф}$ системы. Таким образом, далее были проведены исследования влияния независимого изменения плотности воды в каньоне, УСП и СП на изменение $K_{эфф}$ системы.

Расчеты были выполнены со скважностью, равной $0,2 \text{ г/см}^3$ относительно плотности воды. Это подразумевает проведение достаточно большого количества расчетов. Из результатов исследований по определению наиболее оптимальной

комбинации плотности воды каньона, УСП и СП видно, что наибольшие значения $K_{эфф}$ системы достигаются при плотности воды в СП, равной 1 г/см^3 , и плотности воды в каньоне и УСП, равной 0 г/см^3 , что соответствует ситуации опорожнения каньона и УСП. Для наглядного определения необходимых параметров на рис. 21 показана зависимость $K_{эфф}$ от изменения плотности воды каньона и УСП при фиксированной плотности воды в СП, равной 1 г/см^3 .

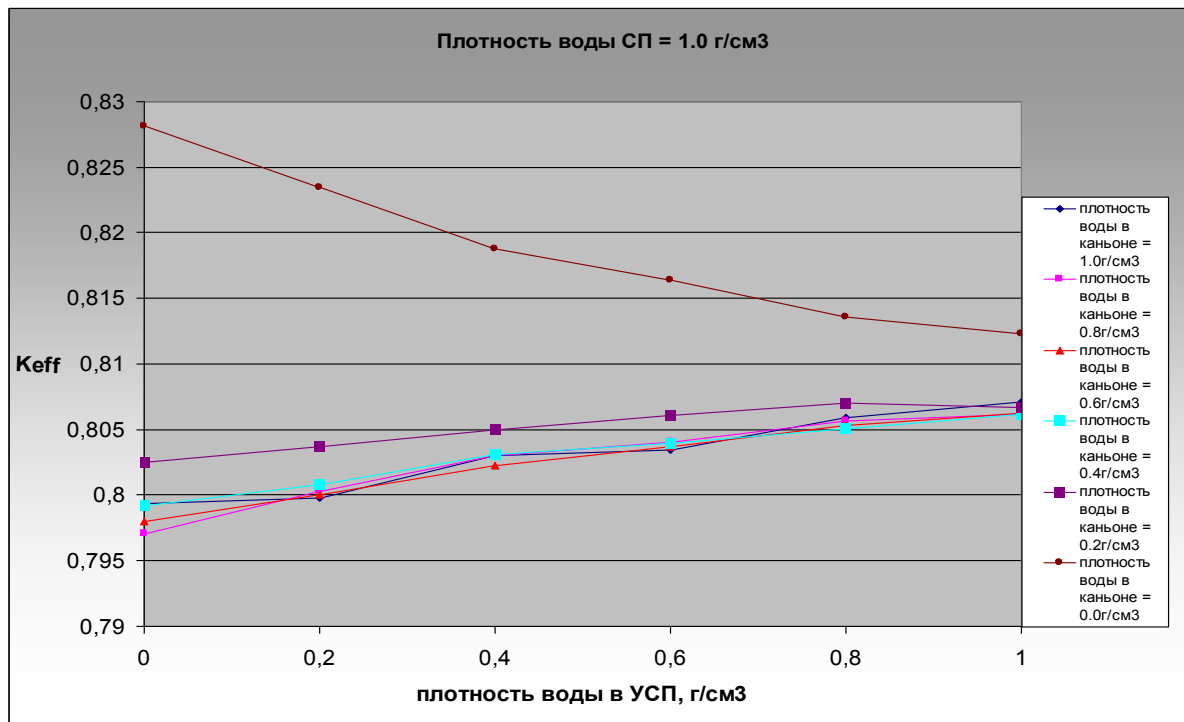


Рис. 21. Зависимость $K_{эфф}$ от изменения плотности воды каньона и унифицированного спецпенала

Несмотря на то, что при плотности воды в каньоне 0 г/см^3 и при снижении плотности воды в УСП наблюдается некоторое увеличение $K_{эфф}$, изменение исследуемого параметра преобладающе происходит в пределах значения 3σ . По этой причине были выполнены уточняющие расчеты $K_{эфф}$ при оптимальных значениях с точки зрения размножающих свойств системы, плотности воды каньона и УСП. Результаты расчетов позволяют с большой точностью сделать вывод, что максимальное значение $K_{эфф}$ достигается при плотности воды в каньоне 0 г/см^3 , плотности воды в УСП 0 г/см^3 и плотности воды в СП 1 г/см^3 . При этих условиях достигается значение $K_{эфф} 0,82831 \pm 0,00039$.

Дальнейшие расчеты по определению $K_{эфф}$ системы проводились с применением определенных нами значений температуры и плотности материалов, использованных в модели.

Определив наиболее консервативную комбинацию плотности воды каньона, УСП и СП, мы проследили за изменением $K_{эфф}$ при варьировании плотности воды в пространстве под ТВЭЛом. Несмотря на то, что заполнение He_2 пространства под ТВЭЛом является более консервативным сценарием, при данной комбинации плотностей воды каньона УСП и СП плотность воды под ТВЭЛом может привести к повышению размножающих свойств системы. Таким образом, далее мы исследовали влияние изменения плотности воды в пространстве под ТВЭЛом на изменение $K_{эфф}$ системы при наиболее оптимальных условиях размножения нейтронов.

Таблица 6. Результаты расчетов $K_{эфф}$ при изменении плотности воды в пространстве под ТВЭЛом

$K_{эфф}$					
$\rho_{H_2O}, \text{ г/см}^3$					
0	0,2	0,4	0,6	0,8	1
$0,82386 \pm 0,00052$	$0,82360 \pm 0,00053$	$0,82312 \pm 0,00051$	$0,82446 \pm 0,00057$	$0,82471 \pm 0,00052$	$0,82495 \pm 0,00053$

Результаты расчетов свидетельствуют о том, что при наличии воды в пространстве под ТВЭЛом значение $K_{эфф}$ системы все же меньше, чем в случае заполнения пространства под ТВЭЛом He_2 .

Подобные проверочные расчеты особенно необходимы в тех случаях, когда максимальное значение $K_{эфф}$ достигается при значениях плотностей воды в разных оболочках (в нашем случае – каньона, УСП и СП) значительно меньших, чем 1 г/см^3 . Это обусловлено существенным влиянием незначительного изменения плотности воды на общую картину замедления нейтронного потока. Проще говоря, значения $K_{эфф}$ очень чувствительны к изменениям плотности воды в случае, если процесс замедления нейтронов до тепловых энергий завершается непосредственно перед следующим актом деления ядра. Это зависит от типа и состояния замедлителя, а также от геометрических параметров ОЯТ.

На процессы оптимального замедления нейтронов также влияет изменение уровня воды в каньоне. При условии, что плотность воды в УСП равна 0 г/см^3 , изменение уровня воды в системе может значительно повлиять на результат.

Таблица 8. Результаты расчетов $K_{эфф}$ при изменении уровня воды в каньоне

№ расчет- ной точки	Уровень воды в каньоне ХОЯТ-1	$K_{эфф} \pm \sigma$ ($\rho_{\text{воды в УСП}} = 1 \text{ г/см}^3$)	$K_{эфф} \pm \sigma$ ($\rho_{\text{воды в УСП}} = 0 \text{ г/см}^3$)
1	Верхняя граница модели	$0,80658 \pm 0,00039$	$0,79717 \pm 0,00042$
2	Верхняя граница пучка ТВЭЛ	$0,80594 \pm 0,00039$	$0,79891 \pm 0,00036$
3	Середина пучка ТВЭЛ	$0,81015 \pm 0,00034$	$0,81581 \pm 0,00042$
4	Нижняя граница пучка ТВЭЛ	$0,81249 \pm 0,00041$	$0,82899 \pm 0,00044$
5	Нижняя граница модели	$0,81228 \pm 0,00046$	$0,82807 \pm 0,00040$

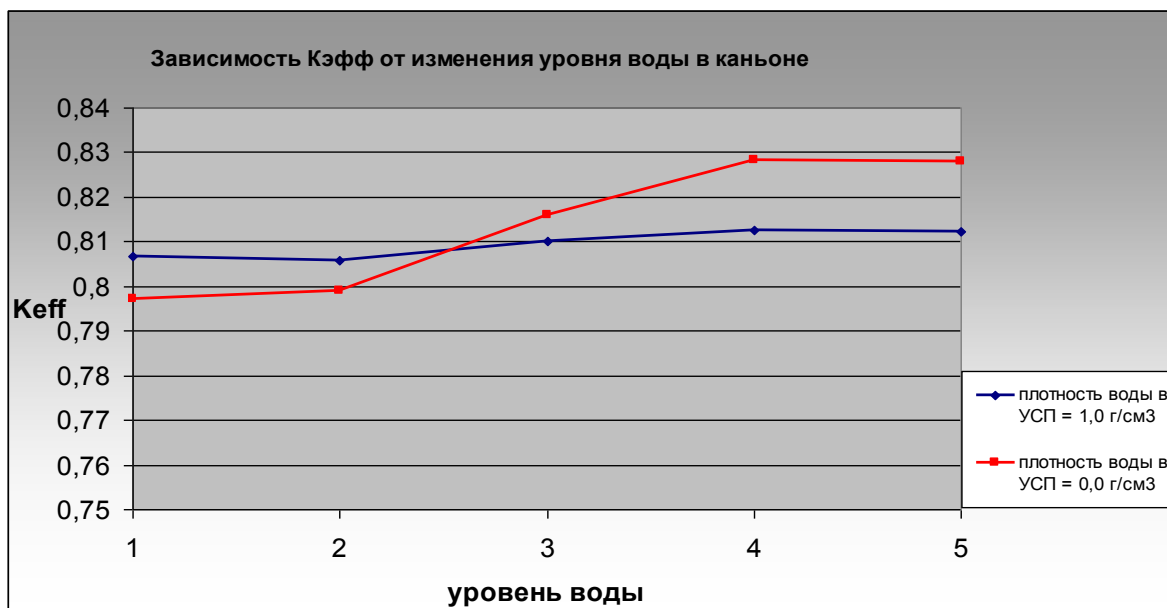


Рис. 22. Зависимость $K_{эфф}$ от снижения уровня воды в каньоне

Для расчетов применялись условия как отсутствия воды в УСП, так и наличия воды плотностью 1 г/см³. СП полностью заполнен водой плотностью 1 г/см³. Плотность воды в каньоне принята равной 1 г/см³, так как оптимальная плотность воды в каньоне для расчета $K_{эфф}$ равна 0 г/см³, что соответствует обезвоженному каньону.

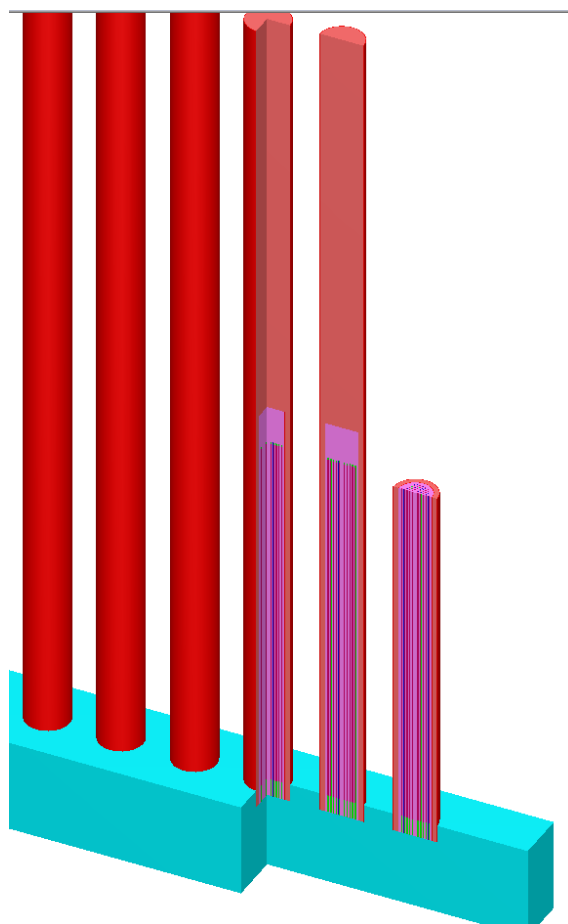


Рис. 23. Снижение уровня воды в каньоне (комбинированное сечение)

На рис. 23 хорошо виден уровень воды в каньоне, равный уровню нижней границы топлива, что соответствует оптимальным размножающим свойствам системы в рассматриваемой ситуации. При этом $K_{эфф} = 0,82899 \pm 0,00044$.

Используемый нами алгоритм пошагового отбора наиболее консервативных параметров моделей после каждого блока расчетов является труднореализуемым в данном случае. Это обусловлено малой разницей результатов расчета $K_{эфф}$ при условии снижения уровня воды в каньоне и оптимальной комбинации плотности воды (плотность воды в каньоне и УСП – 0 г/см^3 , СП – 1 г/см^3). Таким образом, наложение дальнейших расчетных условий может по-разному влиять на размножающие свойства систем с вышеуказанными параметрами. Следовательно, дальнейшие расчеты мы провели для обоих вариантов.

Далее были проведены исследования для отслеживания поведения системы загрузки каньона относительно ядерно-физических параметров при выполнении транспортно-технологических операций с ОТВС и УСП.

ТТО будут производиться при заполнении каньона УСП. Следовательно, при реализации этапа заполнения каньона геометрия расположения делящихся ЯМ в системе будет отличаться от моделируемой нами прежде. Наиболее консервативная ситуация в данном случае произойдет при установке последнего УСП в каньон, так как система будет иметь наибольшее количество ЯМ.

Для учета данного фактора влияния на $K_{эфф}$ системы, несмотря на то, что всего на ГСП ЧАЭС предполагается размещение 29 УСП, консервативно предположим наличие дополнительного ряда УСП в каньоне. Данное предположение является консервативным, так как предполагает увеличение количества делящихся ЯМ системы в два раза и может привести к значительному возрастанию $K_{эфф}$. Однако такое решение при построении модели ТТО позволит свести к минимуму количество расчетов и учесть все возможные варианты.

Как указано ранее, были проведены расчеты как для условий оптимального замедления нейтронов (плотность воды в СП равна 1 г/см^3 при опорожненном каньоне и УСП), а также для варианта снижения уровня воды (плотность – 1 г/см^3) в каньоне.

Таким образом, $K_{эфф}$ системы для условий опорожнения каньона и УСП составил $0,86935 \pm 0,00035$ (рис. 24).

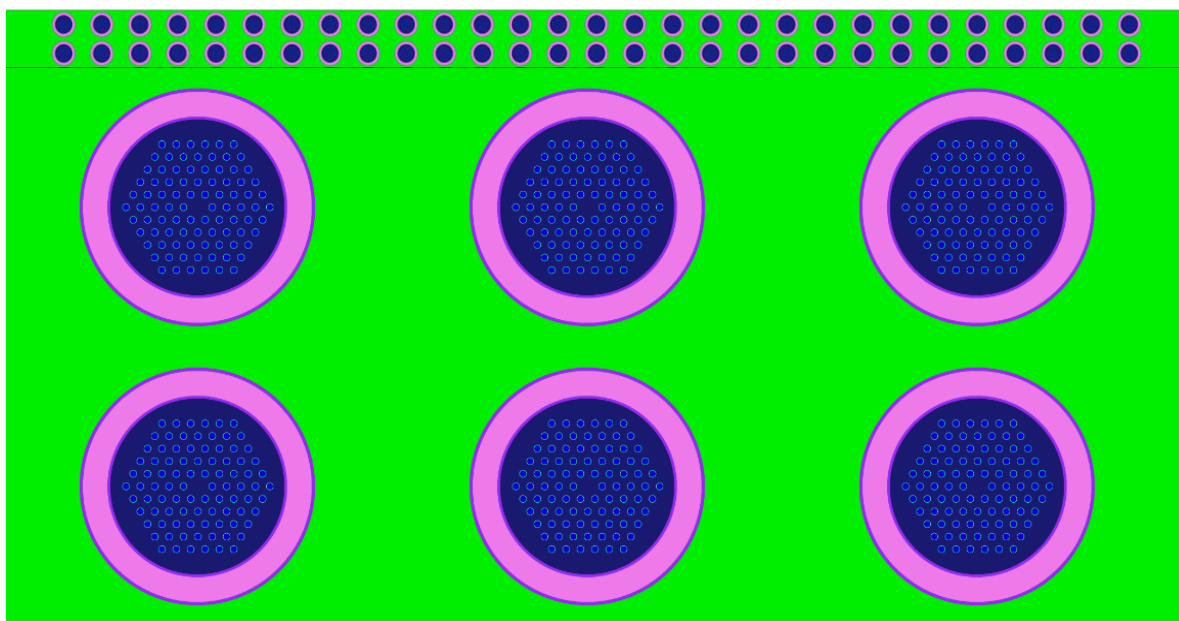


Рис. 24. Транспортно-технологическая операция (расположение дополнительного ряда УСП в каньоне)

Необходимо учесть также и возможность проведения ТТО в каньоне с конденсационным топливом ХОЯТ-1, так как присутствует возможность перемещения топлива из отсеков ХОЯТ-1 в каньон. Для моделирования этой ситуации использовалась модель с расположением дополнительного ряда из 29 измерительных ТВС (ИТВС). Именно ИТВС выбраны для использования в данной модели, поскольку обладают более высокими размножающими свойствами по сравнению со штатными ТВС и ТВС РТ [1, 9]. Необходимо отметить, что ИТВС моделировалась путем замены четырех ТВЭЛ в ОТВС РТ на четыре ТВЭЛ с обогащением 6,55 %.

$K_{эфф}$ системы при проведении ТТО с кондиционным ОЯТ и плотностью воды в СП и штатных пенах 1 г/см^3 составил $0,83149 \pm 0,00036$ (рис. 25).

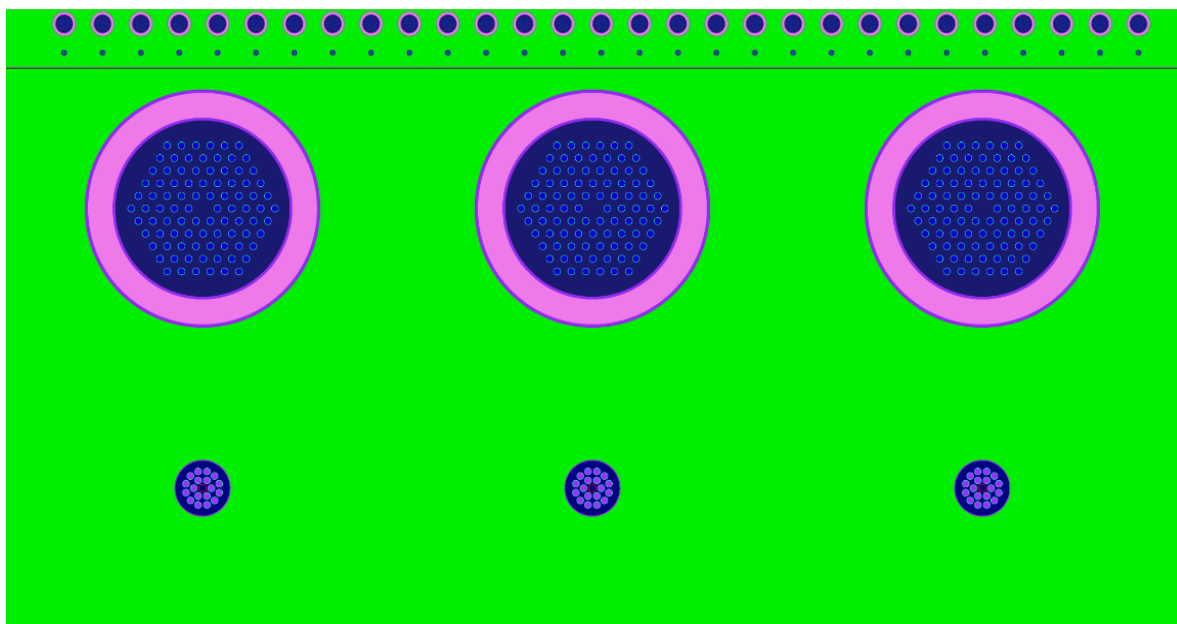


Рис. 25. Транспортно-технологическая операция (расположение дополнительного ряда ОТВС в каньоне)

При снижении уровня воды в каньоне ниже пределов безопасной эксплуатации проведение ТТО запрещено до стабилизации уровня воды. Однако снижение уровня воды не влияет на системы транспортировки топлива ХОЯТ-1, что оставляет возможность проведения ТТО даже в случае снижения уровня воды в каньоне. Далее выполнены расчеты $K_{эфф}$ при проведении ТТО с УСП и ОТВС в случае снижения уровня воды в каньоне. Плотность воды в каньоне и СП равна 1 г/см^3 .

Результаты расчетов показывают, что при размещении дополнительного ряда УСП в случае снижения уровня воды в каньоне максимальное значение $K_{эфф} = 0,87673 \pm 0,00039$.

Аналогичные расчеты для варианта ТТО с кондиционным ОЯТ показывают, что максимальное значение $K_{эфф} = 0,83424 \pm 0,00036$ (рис. 26).

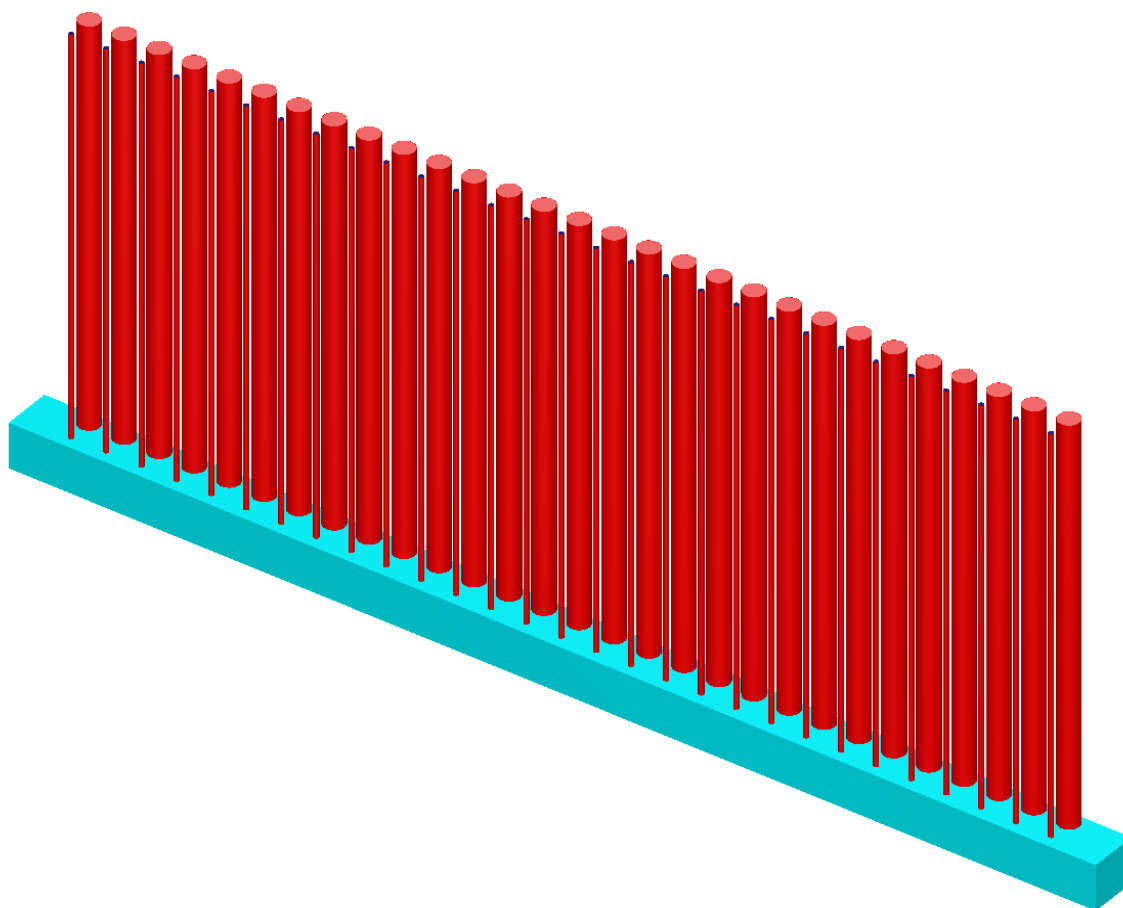


Рис. 26. Транспортно-технологическая операция при снижении уровня воды в каньоне (расположение дополнительного ряда ОТВС в каньоне)

Расчеты параметров критичности системы загрузки отсека хранения транспортных чехлов ХОЯТ-1

При хранении ПОЯТ в каньоне ХОЯТ-1 в случае необходимости для реализации операций по транспортировке поврежденного и кондиционного топлива будет задействован ОХТЧ ХОЯТ-1. Исходя из этого, необходимо провести анализ размножающих свойств системы загрузки ОХТЧ ХОЯТ-1 ПОЯТ для определения возможности реализации операций по перемещению, перестановке или выгрузке ПОЯТ и штатных ОТВС. Для расчетов использовался испытанный алгоритм, тот же, что и для каньона.

Исследование влияния независимого изменения плотности воды в ОХТЧ, УСП и СП на изменение $K_{эфф}$ системы привело к таким же результатам, что и в случае с каньоном (рис. 27).

Значение максимального коэффициента размножения нейтронов достигнуто при плотности воды в ОХТЧ и УСП 0 г/см^3 , в СП – 1 г/см^3 и составляет $0,85495 \pm 0,00036$.

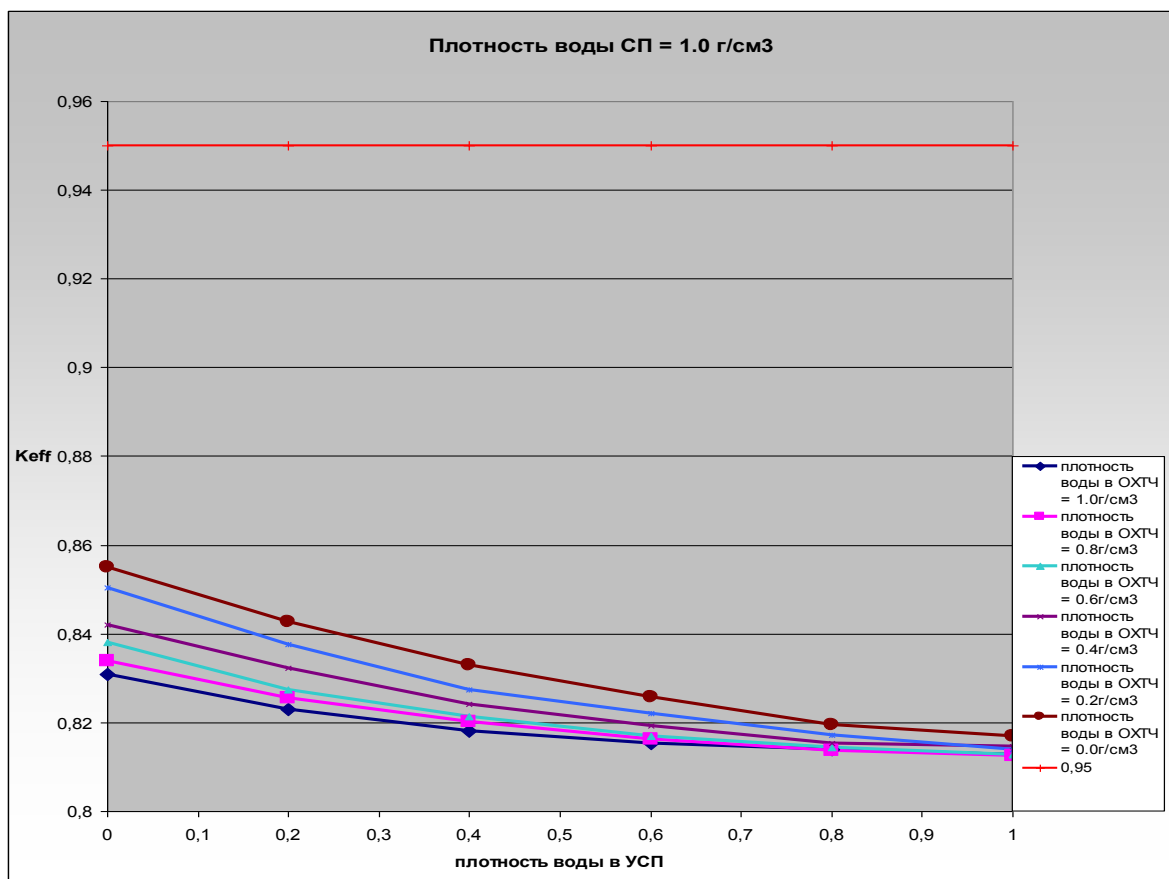


Рис. 27. Зависимость $K_{эфф}$ от изменения плотности воды ОХТЧ и УСП

Расчеты зависимости $K_{эфф}$ от изменения плотности воды ОХТЧ и УСП выполнены с достаточной точностью, что позволяет проследить тенденцию увеличения размножающих свойств системы при уменьшении плотности воды в ОХТЧ и УСП. Следовательно, анализируя результаты расчетов, можно сделать однозначный вывод, что максимальное значение $K_{эфф}$ достигается при опорожнении ОХТЧ и УСП и плотности воды в СП 1 г/см^3 . Дальнейшие расчеты по определению $K_{эфф}$ системы проводились с использованием определенных нами значений температуры и плотности материалов, использованных в модели.

Далее было исследовано влияние негерметичности оболочек ТВЭЛ на ядерно-физические параметры системы. Расчеты проведены при наиболее оптимальных условиях размножения нейтронов с учетом изменения плотности воды в пространстве под ТВЭЛом от 0 до 1 г/см^3 .

Таблица 9. Результаты расчетов $K_{эфф}$ при изменении плотности воды в пространстве под ТВЭЛом

$K_{эфф}$					
$\rho_{H_2O}, \text{ г/см}^3$					
0	0,2	0,4	0,6	0,8	1
$0,85087 \pm 0,00037$	$0,85128 \pm 0,00039$	$0,85095 \pm 0,00034$	$0,85139 \pm 0,00037$	$0,85170 \pm 0,00040$	$0,85056 \pm 0,00038$

Результаты расчетов свидетельствуют о том, что при наличии воды в пространстве под ТВЭЛом значение $K_{эфф}$ системы меньше, чем в случае заполнения пространства под ТВЭЛом He_2 .

Исследование влияния изменения уровня воды в ОХТЧ на изменение $K_{эфф}$ системы также было проведено при наиболее оптимальных условиях размножения нейтронов для двух значений плотности воды в УСП (0 и 1 г/см³).

Таблица 10. Результаты расчетов $K_{эфф}$ при изменении уровня воды в каньоне

№ расчетной точки	Уровень воды в ОХТЧ ХОЯТ-1	$K_{эфф} \pm \sigma$ ($\rho_{\text{воды в УСП}} = 1 \text{ г/см}^3$)	$K_{эфф} \pm \sigma$ ($\rho_{\text{воды в УСП}} = 0 \text{ г/см}^3$)
1	Верхняя граница модели	0,81274±0,00038	0,83097±0,00042
2	Верхняя граница пучка ТВЭЛ	0,81130±0,00037	0,83188±0,00042
3	Середина пучка ТВЭЛ	0,81509±0,00041	0,84732±0,00037
4	Нижняя граница пучка ТВЭЛ	0,81754±0,00037	0,85520±0,00037
5	Нижняя граница модели	0,81691±0,00039	0,85495±0,00036

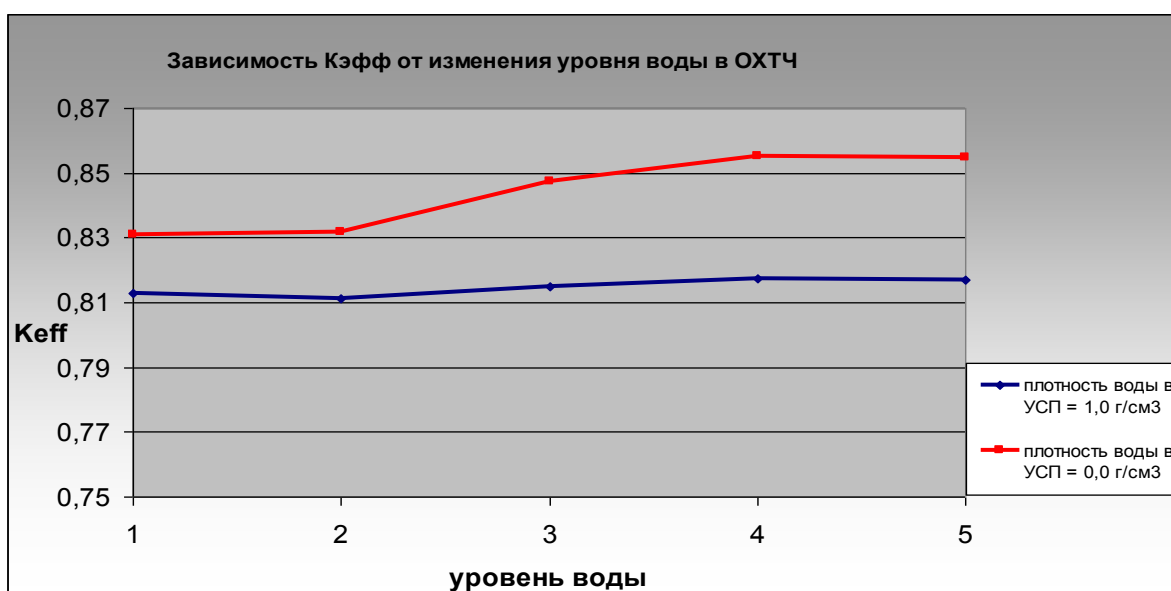


Рис. 28. Зависимость $K_{эфф}$ от снижения уровня воды в ОХТЧ

На рис. 29 хорошо виден уровень воды в каньоне, равный уровню нижней границы топлива, что соответствует оптимальным размножающим свойствам системы в рассматриваемой ситуации. При этом $K_{эфф} = 0,85520 \pm 0,00037$.

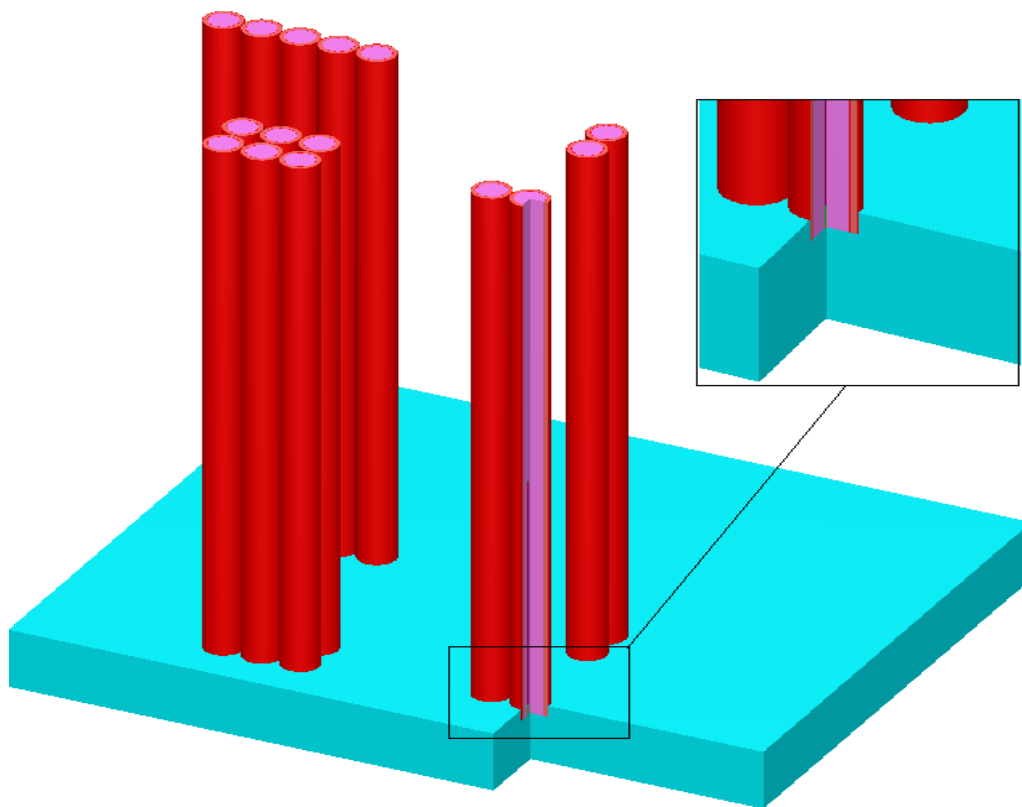


Рис. 29. Снижение уровня воды в ОХТЧ. Уровень воды в ОХТЧ равен уровню нижней границы топлива

При хранении УСП с ПОЯТ в ОХТЧ в случае аварийной ситуации в отсеках БВ ХОЯТ-1 может возникнуть необходимость выгрузки кондиционного ОЯТ. Поскольку резервными местами хранения отработавшего топлива все еще являются БВ блоков №№ 1, 2, то выгрузка будет осуществляться через ОХТЧ ХОЯТ-1. Таким образом, необходимо исследовать размножающие свойства системы загрузки ОХТЧ УСП с ПОЯТ и штатными ОТВС в количестве девяти штук ИТВС. Для реализации задачи загрузки ЧТП штатными ОТВС в случае необходимости предполагается размещать кондиционное ОЯТ в новом накопителе (рис. 30).

При подобной загрузке не исключена ситуация снижения уровня воды в ОХТЧ, поэтому в данном случае следует консервативно рассматривать именно такой вариант развития событий. Результаты расчетов показывают, что при размещении девяти ИТВС в ОХТЧ максимальное значение $K_{эфф}$ достигает $0,85533 \pm 0,00044$.

Это значение несколько больше, чем в аналогичном случае при размещении двух УСП вместо кондиционного топлива. Это объясняется увеличением количества делящихся ЯМ в системе. Однако расстояние между новым накопителем и остальными местами хранения УСП намного больше, чем свободный пробег нейтронов в среде, что обуславливает лишь незначительное возрастание значения $K_{эфф}$.

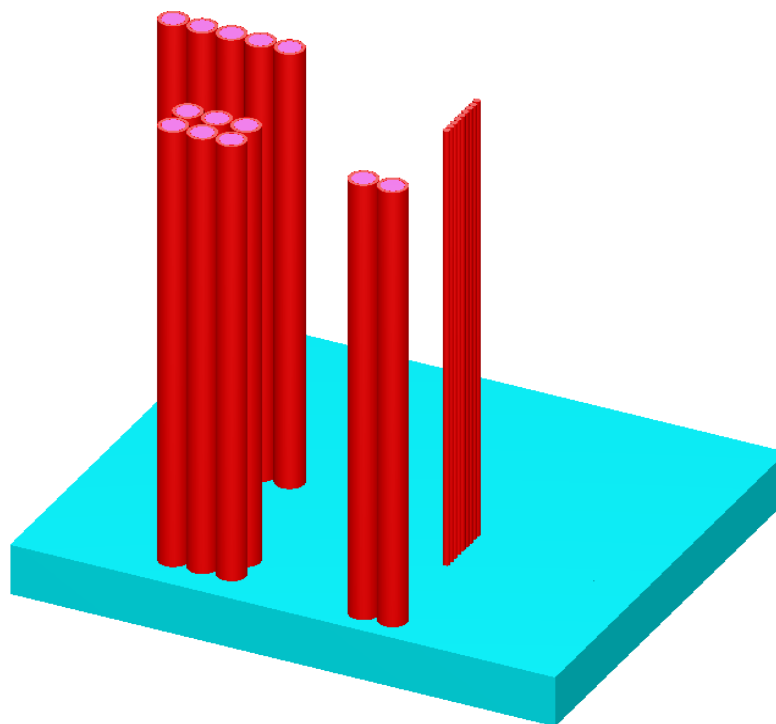


Рис. 30. Расположение девяти ОТВС на новом накопителе при снижении уровня воды в ОХТЧ

Также рассчитано значение $K_{эфф}$ данной системы загрузки для условий оптимальных значений плотности замедлителя в ОХТЧ, УСП и СП, определенных нами ранее (плотность воды в СП – 1 г/см^3 , УСП и ОХТЧ – 0 г/см^3): $K_{эфф} = 0,85443 \pm 0,00039$.

При расчете размножающих свойств системы во время проведения ТТО необходимо учитывать условие максимально возможного заполнения ОХТЧ. Следовательно, наиболее консервативным вариантом будет система, имеющая в себе на один (перемещаемый) УСП с ПОЯТ больше, чем система, смоделированная нами прежде. Наиболее консервативным будет расположение перемещаемого УСП максимально близко (вплотную) к УСП, расположенным в местах хранения.

Для создания модели данного варианта развития событий консервативным будет расположение дополнительного ряда УСП возле каждого из мест хранения ПОЯТ в ОХТЧ. При этом дополнительные ряды следует располагать в направлении к центру ОХТЧ, что позволит избежать излишней утечки нейтронов, а также сконцентрировать делящиеся ЯМ системы в меньшем объеме. Такая модель предполагает проведение ТТО с двенадцатью УСП одновременно, в то время как физически данная операция возможна только с одним УСП. Данное предположение является консервативным и оправданным, так как подразумевает увеличение количества делящихся ЯМ системы в большей степени, чем это возможно в реальных условиях (рис. 31). Для расчетов принято, что плотность воды в ОХТЧ и УСП – $0,0 \text{ г/см}^3$ и плотность воды в СП – $1,0 \text{ г/см}^3$.

Результаты расчетов показывают, что при размещении дополнительных УСП в ОХТЧ максимальное значение $K_{эфф}$ составляет $0,87774 \pm 0,00036$.

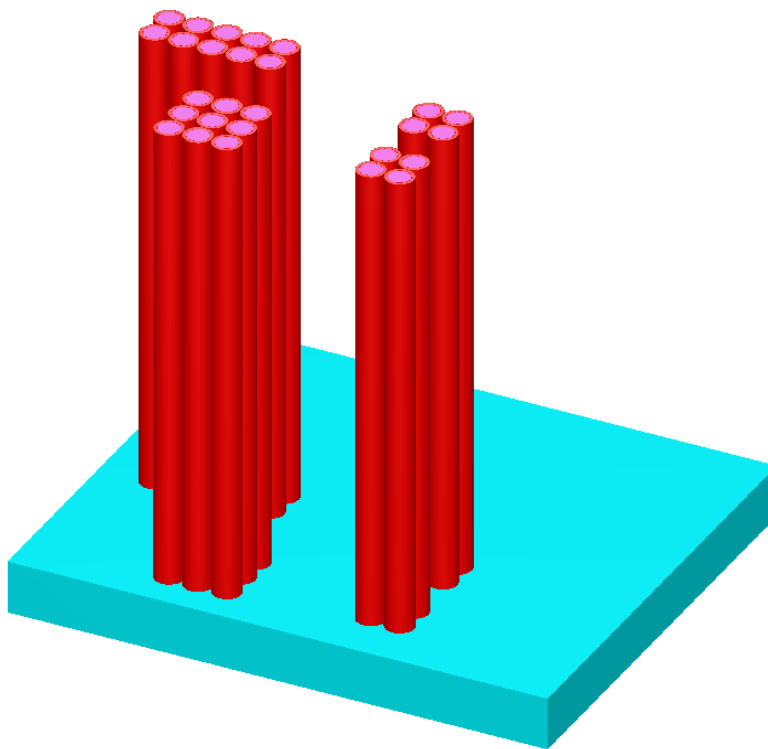


Рис. 31. Транспортно-технологическая операция при снижении уровня воды в ОХТЧ

Также выполнены расчеты по определению $K_{эфф}$ системы при проведении ТТО с УСП с наложением условия снижения уровня воды в ОХТЧ (рис. 31).

Результаты расчетов показывают, что при размещении дополнительных УСП в случае снижения уровня воды в ОХТЧ максимальное значение $K_{эфф}$ равно $0,87900 \pm 0,00046$.

Анализ аварийных условий

Аварийные сценарии проектных и запроектных аварий на ХОЯТ-1 могут привести к различным последствиям, касающимся систем хранения и обращения с ЯТ, в частности ОХТЧ и каньона. Аварийные условия, к примеру, могут повлечь изменение расположения делящихся ЯМ системы либо привести к повреждению или разрушению ОТВС. Таким образом, учитывая возможность полного разрушения ОТВС как наиболее консервативного варианта последствий аварийных сценариев, образование гомогенной смеси делящихся ЯМ и воды в СП характерно для системы с наилучшими размножающими способностями.

Как указано ранее, СП типов 1 и 2 имеют различную высоту. Это оказывает значительное влияние на конечную концентрацию делящихся ЯМ гомогенной смеси с водой СП ввиду различного количества воды. При расчетах рассмотрены оба варианта.

Для исследования размножающих свойств каньона и ОХТЧ с ПОЯТ с учетом реализации аварийных сценариев использовались следующие условия:

- температура воды в каньоне, УСП, СП, делящихся и конструкционных материалах – 0°C ;
- уровень воды в каньоне, ОХТЧ, УСП – верхняя граница модели;
- плотность воды в каньоне (ОХТЧ) и УСП одновременно изменялась от $0,0 \text{ г/см}^3$ до $1,0 \text{ г/см}^3$;
- плотность воды в СП изменялась от $0,0 \text{ г/см}^3$ до $1,0 \text{ г/см}^3$;
- СП типа 1 (высота 400 см), СП типа 2 (высота 800 см).

При расчетах $K_{эфф}$ для каньона с ПОЯТ использовались условия изменения плотности воды в СП независимо от изменения плотности воды в каньоне и УСП. Таким образом, для условий полного разрушения ТВЭЛ (рис. 32) в СП типа 1 максимальное значение $K_{эфф}$ достигнуто при плотности воды в каньоне и УСП 0 г/см^3 и плотности воды в СП 1 г/см^3 : $K_{эфф} = 0,80158 \pm 0,00064$.

Необходимо отметить, что оболочки ТВЭЛ в данной ситуации не моделировались, так как они являются поглотителями нейтронного излучения. Разрушение ТВЭЛ смоделировано как смесь делящихся ЯМ и воды в виде цилиндра внутри СП.



Рис. 32. Модель каньона в случае полного разрушения ТВЭЛ

Также рассмотрен случай сближения УСП в результате аварийных сценариев при условии полного разрушения ТВЭЛ внутри СП (рис. 33). При этом $K_{эфф} = 0,83284 \pm 0,00040$.



Рис. 33. Модель каньона в случае полного разрушения ТВЭЛ и сближения УСП

Аналогичные расчеты $K_{эфф}$ проведены для СП типа 2.

При этом максимальный $K_{эфф}$ достигнут при тех же значениях плотности воды, что и для СП типа 1. Однако распределение в большем объеме обуславливает меньшую концентрацию ЯМ в СП типа 2. В свою очередь, это приводит к ухудшению размножающих способностей системы. В данных условиях максимальный $K_{эфф}$ системы достигается при плотности воды в СП 1 г/см^3 и плотности воды в каньоне и УСП 0 г/см^3 и составляет $0,57359 \pm 0,00029$.

В случае сближения УСП в результате аварийных сценариев с условием полного разрушения ТВЭЛ внутри СП максимальное значение $K_{эфф}$ достигается при плотности воды в СП $0,8 \text{ г/см}^3$ и плотности воды в каньоне и УСП 0 г/см^3 : $K_{эфф} = 0,60101 \pm 0,00030$.

В случае с системой загрузки отсека хранения транспортных чехлов ПОЯТ УСП штатно расположены вплотную. Таким образом, при использовании СП типа 1 максимальный $K_{эфф}$ системы загрузки ОХТЧ составил (плотность воды в ОХТЧ и УСП 0 г/см^3 и в СП – 1 г/см^3) $0,83752 \pm 0,00038$.

Также рассмотрен случай наложения аварийных сценариев, а именно снижение уровня воды в ОХТЧ с условием полного разрушения ТВЭЛ внутри СП типа 1. При этом плотность воды в ОХТЧ – $1,0 \text{ г/см}^3$, плотность воды в УСП – $0,0 \text{ г/см}^3$, плотность воды в СП изменялась от 0 до 1 г/см^3 (рис. 34); уровень воды в системе – нижняя граница пучка ТВЭЛ.

Таблица 11. Результаты расчетов $K_{эфф}$ при полном разрушении ТВЭЛ в спецпенале и снижении уровня воды в ОХТЧ

$K_{эфф}$					
$\rho_{H_2O \text{ в СП, г/см}^3}$					
0	0,2	0,4	0,6	0,8	1
$0,15578 \pm 0,00021$	$0,38947 \pm 0,00034$	$0,63061 \pm 0,00042$	$0,75550 \pm 0,00039$	$0,81454 \pm 0,00032$	$0,83822 \pm 0,00034$

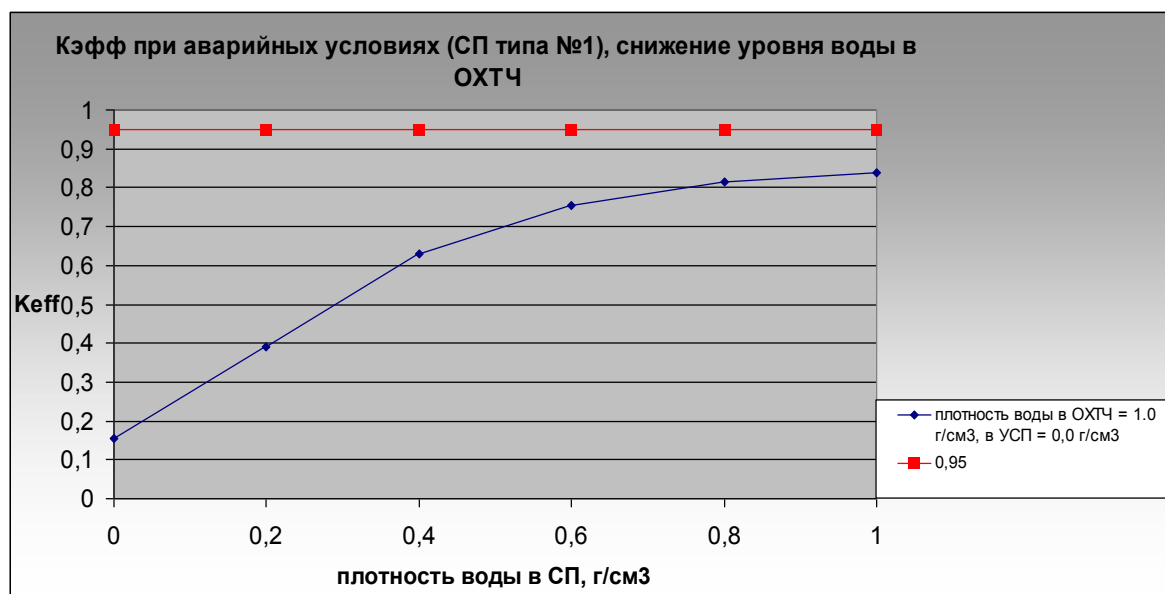


Рис. 34. $K_{эфф}$ в случае полного разрушения ТВЭЛ при снижении уровня воды в ОХТЧ (в зависимости от плотности воды в спецпенале типа 1)

При использовании СП типа 2 максимальный $K_{эфф}$ системы загрузки ОХТЧ составил для условий штатного расположения УСП $0,60106 \pm 0,00028$ и достигнут при значениях плотности воды в ОХТЧ и УСП 0 г/см^3 и в СП – $0,8 \text{ г/см}^3$.

Как и для варианта использования СП типа 1, рассмотрен случай наложения аварийных сценариев, а именно снижения уровня воды в ОХТЧ и полного разрушения ТВЭЛ внутри СП типа 2. При этом использовались аналогичные значения плотностей воды ОХТЧ, УСП, СП.

Таблица 12. Результаты расчетов $K_{эфф}$ при полном разрушении ТВЭЛ в СП и снижении уровня воды в ОХТЧ

$K_{эфф}$					
$\rho_{H_2O \text{ в СП, г/см}^3}$					
0	0,2	0,4	0,6	0,8	1
$0,09958 \pm 0,00012$	$0,32217 \pm 0,00026$	$0,50668 \pm 0,00038$	$0,58116 \pm 0,00038$	$0,60205 \pm 0,00025$	$0,59600 \pm 0,00025$

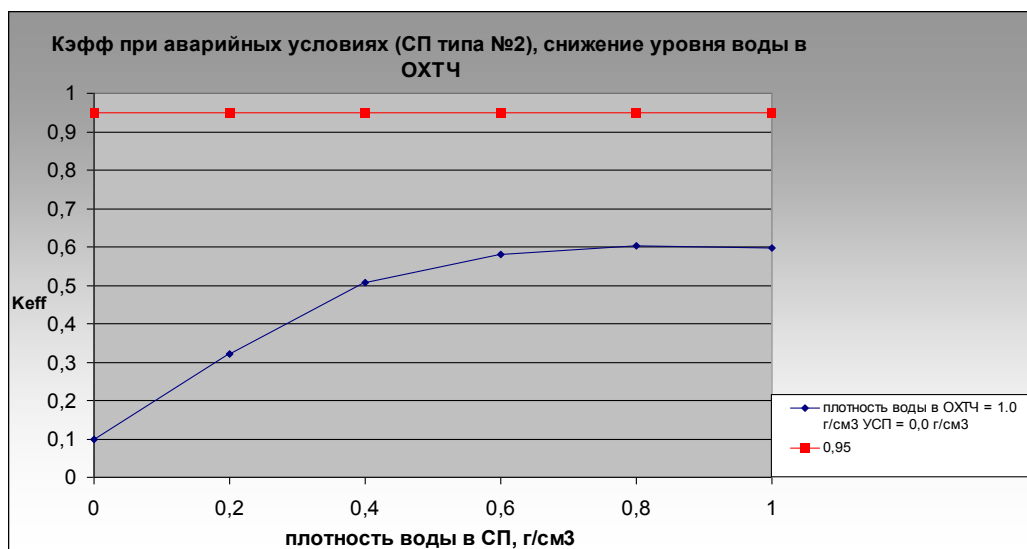


Рис. 35. $K_{эфф}$ в случае полного разрушения ТВЭЛ при снижении уровня воды в ОХТЧ (в зависимости от плотности воды в СП типа 2)

Выводы

Анализ ядерной безопасности каньона и ОХТЧ ХОЯТ-1 при размещении в нем ПОЯТ проведен с учетом консервативного подхода на всех этапах выполнения работ. Как показывают расчеты, значение $K_{эфф}$ моделируемых систем хранения ПОЯТ оказалось гораздо ниже 0,95 с учетом реализации наиболее консервативных аварийных сценариев. Используемая методика определения оптимальных условий размножения нейтронов на каждом этапе расчетов позволяет пошагово определить наиболее консервативное состояние системы хранения ПОЯТ с точки зрения ядерной безопасности. Необходимо отметить, что в расчетных моделях каньона использовалось большее количество поврежденных ОТВС, чем имеется на ГСП ЧАЭС в настоящее время, а модели ОХТЧ содержат большее количество ПОЯТ, чем возможно разместить физически в данном месте хранения.

Несмотря на использование указанных консервативных приближений, максимальное значение $K_{эфф}$ каньона составил $K_{эфф} \pm \sigma = 0,87673 \pm 0,00039$.

Данное значение достигнуто при проведении транспортно-технологических операций с ПОЯТ для условий снижения уровня воды в каньоне ХОЯТ-1 и отсутствия воды в УСП.

Максимальное значение $K_{эфф}$ для ОХТЧ достигнуто при аналогичных условиях и составило: $K_{эфф} \pm \sigma = 0,87900 \pm 0,00046$.

Результаты расчетов данной работы подтверждают обеспечение ядерной безопасности для условий размещения и хранения ПОЯТ в ОХТЧ и каньоне ХОЯТ-1 при нормальной эксплуатации, нарушениях нормальной эксплуатации и проектных авариях. При этом расчеты, касающиеся размещения ПОЯТ в ОХТЧ, позволяют производить все необходимые ТТО как с самим ПОЯТ, так и с кондиционным топливом. Следовательно, как показали расчеты, при некоторой модификации мест хранения мощность ХОЯТ-1 позволяет одновременно располагать все имеющееся на ГСП ЧАЭС отработавшее топливо на данном объекте. Это позволит полностью освободить блоки №№ 1, 2 от отработавшего ядерного топлива. Однако для возможности выполнения очередных мероприятий, предусмотренных процедурами снятия с эксплуатации энергоблоков на блоках №№ 1, 2, необходимо исключить их в качестве резервных мест хранения как кондиционного ОЯТ, так и ПОЯТ.

В данное время нами проводится работа по анализу возможности модификации схем расположения ОЯТ в ХОЯТ-1 с учетом единовременного развития аварийных сценариев в одном из пяти отсеков БВ и каньоне. Выполнение данной работы может позволить значительно увеличить мощность ХОЯТ-1 и не использовать БВ блоков №№ 1, 2 в качестве резервных мест хранения ОЯТ в условиях развития наиболее консервативных аварийных сценариев.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Отчет* по анализу безопасности хранилища отработавшего ядерного топлива (ХОЯТ-1). Версия 3.01. Ядерная безопасность.
2. *ГОСТ 25461-82*. Комплекты упаковочные транспортные с отработавшими тепловыделяющими сборками ядерных реакторов. Требования к методам расчета ядерной безопасности.
3. *НП 306.2.02/1.004-98*. Загальні положення забезпечення безпеки при знятті з експлуатації атомних електростанцій та дослідницьких ядерних реакторів. Затверджені наказом Міністерства України від 09.01.98 № 2 та зареєстровані Міністром України 23.01.1998 р. за № 47.
4. *ПНАЭ Г-14-029-91*. Правила безопасности при хранении и транспортировке ядерного топлива на объектах атомной энергетики.
5. *Чернобыльская АЭС, III очередь*. Хранилище отработавшего ядерного топлива (ХОЯТ), I очередь. Рабочий проект. Сборно-монолитный вариант. Общая пояснительная записка. Раздел «а» – 1983.
6. *Отчет* по ядерной безопасности системы хранения ОТВС в каньоне (пом. 137) ХОЯТ-1. Инв. № 13 от 25.04.07 г. Отчет 16.900. Исходные данные для проектирования хранилища отработанного ядерного топлива Чернобыльской АЭС. – 1997.
7. *Краюшкин А.В.* Разработка и внедрение нестационарных математических моделей реактора РБМК. Диссертация на соискание ученой степени доктора технических наук. РНЦ «Курчатовский институт». – М., 2007.
8. *32Э-С*. «Технологический регламент эксплуатации хранилища отработавшего ядерного топлива Чернобыльской АЭС».
9. *Научно-технический отчет* «Обоснование ядерной безопасности хранения измерительных ТВС в бассейне выдержки блока № 3 Чернобыльской АЭС». Инв. № 06 от 21.08.06 г.
10. *SCALE User's Manual*. NUREG/CR-0200 Revision 6. RNL/NUREG/CSD-2/V2/R6.
11. *Отчет* по анализу вариантов организации хранения поврежденного ядерного топлива на Чернобыльской АЭС.
12. *Техническое предложение*. Оборудование и технология стабилизации, перевозки и хранения СП с ПОЯТ. Пояснительная записка. 20628232.39/63-ПЗ (П).
13. *Отчет* по обследованию спецпеналов с поврежденным ОЯТ Чернобыльской АЭС НІ-2084126 Проект 1718.
14. *Отчет* по обоснованию ядерной безопасности приреакторных бассейнов выдержки блоков №№ 1, 2 с учетом глубины выгорания ОЯТ.

АНАЛІЗ ЯДЕРНОЇ БЕЗПЕКИ СИСТЕМИ ЗБЕРІГАННЯ ПОШКОДЖЕНОГО ВІДПРАЦЬОВАНОГО ЯДЕРНОГО ПАЛИВА У СВЯП-1

М. А. Карпенко, Ж. П. Фесенко

Державне спеціалізоване підприємство «Чернобыльська АЕС»

З метою виконання вимог «Загальнодержавної програми зняття з експлуатації Чернобыльської АЕС та перетворення об'єкта «Укриття» на екологічно безпечну систему» в частині звільнення блоків від відпрацьованого ядерного палива (ВЯП) та дотримання термінів зняття з експлуатації Чернобыльської АЕС треба обґрунтувати умови безпечного розміщення та зберігання

пошкодженого ВЯП у сховищі ВЯП-1 (СВЯП-1). Звільнення блоків №№ 1, 2 від пошкодженого відпрацьованого ядерного палива дасть змогу розпочати роботи, передбачені на етапі остаточного закриття й консервації.

У розробленому технічному проекті «Обладнання та технологія стабілізації, перевезення та зберігання спецпеналів (СП) з ПВЯП» передбачено можливість розміщення пошкодженого палива в каньйоні СВЯП-1. Звільнення блоків №№ 1, 2 від пошкодженого палива дасть змогу знизити залежність виконання поставлених перед ДСП ЧАЕС завдань зі зняття з експлуатації від термінів реалізації проекту СВЯП-2. Також це дасть можливість присвоїти блокам №№ 1, 2 статус об'єктів із поводження з радіоактивними відходами.

До того як усе пошкоджене паливо буде розміщено в СВЯП-1, слід виконати аналіз безпеки даної схеми зберігання. У статті розглянуто аналіз ядерної безпеки СВЯП-1 при розміщенні пошкодженого палива в каньйоні та відсіку зберігання транспортних чохлах за умови нормальної експлуатації, при порушенні умов нормальної експлуатації та в аварійних ситуаціях. Виконання такого аналізу є необхідним для реалізації вищезазначених проектів.

Ключові слова: ядерна безпека, сховище ядерного палива, пошкоджене ядерне паливо

NUCLEAR SAFETY ANALYSIS OF STORAGE SYSTEM OF DAMAGED FUEL IN THE SPENT FUEL STORAGE

M. A. Karpenko, Z. P. Fesenko

State Specialized Enterprise «Chernobyl NPP»

In order to meet the requirements of «National Program decommissioning the Chernobyl NPP and transforming the object» Shelter «in an environmentally-safe system» in the release of the blocks from the spent nuclear fuel and timeliness of removal from Chernobyl NPP, it is necessary to justify the conditions for safe placement and storage of the damaged spent nuclear fuel SFS-1. Exemption of units 1, 2 from the damaged spent nuclear fuel will start to work, provided the final stage of closing and conservation.

In a technical project «Equipment and stabilization technology, transportation and storage of special cases with damaged fuel» provides the possibility of placing the damaged fuel in the canyon SFS-1. Exemption of units 1, 2 from damaged fuel will reduce the performance of his dependence SSE "Chernobyl" problems of decommissioning of the project schedule SFS-2. As well, it will provide an opportunity for the units 1, 2, assign a status object for radioactive waste.

Before all the damaged fuel will be placed in the SFS-1, it is necessary to performed safety analysis of this storage scheme. In this article the analysis of nuclear safety SFS-1, when placing the damaged fuel in the canyon and the storage compartment covers transport, for the conditions of normal use, in violation of the conditions of normal operation and in emergency situations. Performing this analysis is necessary for the implementation of the above projects.

Keywords: nuclear safety, nuclear fuel storage, damaged nuclear fuel

КОНЕЧНОЕ СОСТОЯНИЕ ПРЕОБРАЗОВАНИЯ ОБЪЕКТА «УКРЫТИЕ» В ЭКОЛОГИЧЕСКИ БЕЗОПАСНУЮ СИСТЕМУ

Д. А. Стельмах, В. К. Кучинский, А. М. Платоненко

Государственное специализированное предприятие «Чернобыльская АЭС»

Определение конечного состояния объекта «Укрытие» после преобразования в экологически безопасную систему имеет решающее значение при уточнении соответствующей стратегии и выборе необходимых технологий. В статье рассмотрены особенности стратегии преобразования объекта «Укрытие» в экологически безопасную систему с учетом условий зоны отчуждения и приведены основные факторы, определяющие выбор конечного состояния. На основе анализа предложен вариант снятия с эксплуатации «Укрытия» после устранения ядерной опасности – долгосрочная изоляция.

Введение

26 апреля 2016 г. исполнится 30 лет со дня одной из крупнейших техногенных катастроф – аварии на энергоблоке № 4 Чернобыльской АЭС. Всего в результате аварии было загрязнено около 2,6 тыс. км² территории (зона отчуждения и зона безусловного отселения), из которой 1/3 – долгоживущими радионуклидами, что делает невозможным возвращение туда людей в течение миллионов лет (рис. 1 цветной вкладки). За прошедшее время были выполнены первоочередные мероприятия по уменьшению последствий аварии и продолжают реализовываться работы по обеспечению приемлемого уровня безопасности (ядерной и радиационной) для персонала, населения и окружающей среды. Однако все еще остается открытым вопрос устранения основного источника радиологических рисков (опасности) – преобразование разрушенного блока в так называемую экологически безопасную систему (ЭБС).

Стратегия преобразования объекта «Укрытие» в экологически безопасную систему

В настоящее время объект «Укрытие» (ОУ) классифицируется как *приповерхностное временное хранилище неорганизованных радиоактивных отходов (РАО) в состоянии стабилизации и реконструкции* [1]. Основными источниками опасности ОУ являются скопления топливосодержащих масс (ТСМ), которые возникли в результате запроектной аварии в 1986 г., вызванной неконтролируемой цепной реакцией, и радиоактивная пыль, которая образовалась при аварии, а также за счет деградации ТСМ. Наличие в ОУ порядка 200 т обогащенного урана U^{235} полностью не исключает возможность повторного возникновения локальных критических масс. Поэтому согласно стратегии преобразования ОУ в ЭБС основной задачей после этапа стабилизации и создания нового безопасного конфаймента (дополнительного барьера) является извлечение топливосодержащих масс и высокоактивных отходов [2], после чего предполагается приступить к снятию с эксплуатации объекта «Укрытие» (рис. 2).



Рис. 2. Преобразование объекта «Укрытие» в экологически безопасную систему

Основная часть работ этапов 1 и 2 предусмотрена в Плане осуществления мероприятий на объекте «Укрытие» (ПОМ), который создан при участии стран Большой семерки и реализуется в соответствии с рамочным соглашением между Украиной и Европейским банком реконструкции и развития (ЕБРР) относительно Чернобыльского фонда «Укрытие». В 2017 г. запланировано завершение наиболее важной задачи ПОМ – ввод в эксплуатацию нового безопасного конфайнмента (НБК). Далее (ориентировочно через 30–50 лет) согласно стратегии преобразования ОУ, если не будет предложено альтернативного способа обеспечения безопасности хранения ТСМ в ОУ, планируется начать извлечение ТСМ и высокоактивные отходы (ВАО) с последующим приведением их в безопасное состояние, промежуточным хранением и захоронением в стабильных геологических формациях.

Конечное состояние

Несмотря на благозвучную формулировку ЭБС, которая позитивно воспринимается, на самом деле вопрос конечного состояния преобразования ОУ остается открытым (носит характер отложенного решения) и допускает разные трактовки.

Экологически безопасная система – экологическая подсистема (т. е. составная часть природного кругооборота), состояние которой исключает угрозу возникновения опасности для здоровья людей или ухудшения экологических условий [2].

С одной стороны, может возникнуть впечатление, что это определение равнозначно понятию «зеленая лужайка», которое используется при снятии с эксплуатации ядерных установок и является более приемлемым для общества.

«Зеленая лужайка» (greenfield site) – это площадка, полностью освобожденная от регулирующего контроля, на которой все здания и сооружения демонтированы, а также не планируется ее дальнейшее использование для промышленных целей [3].

Однако, в определении ЭБС [2] не идет речь об освобождении от регулирующего контроля и снятии ограничений на повторное использование территории данного объекта. Таким образом, конечное состояние преобразования ОУ в ЭБС (по аналогии со снятием с эксплуатации (СЭ) может также попадать под определение «бурое пятно».

«Бурое пятно» (brownfield) – это недвижимое имущество, реконструкция, расширение, повторное использование которого может быть осложнено из-за наличия или потенциального присутствия опасных веществ или загрязнения [3].

В пользу данного варианта говорят также следующие факторы, учитывающие, что ОУ расположен в той части территории зоны отчуждения, которая загрязнена долгоживущими радионуклидами и на которой проживание человека в обозримом будущем представляется невозможным (10-километровая зона):

- необходимо рассматривать население за пределами зоны отчуждения или, как минимум, за пределами 10-километровой зоны;
- при рассмотрении возможности ухудшения экологической ситуации следует отдельно анализировать экологические условия, сложившиеся в зоне отчуждения после аварии 1986 г., и экологические условия за ее пределами, так как критерии будут разными.

Пример, подтверждающий обоснованность данного подхода, – снятие с эксплуатации блоков №№ 1, 2, 3 Чернобыльской АЭС, для которых конечное состояние определено как бурое пятно [4]: *«состояние площадки, на которой осуществлены мероприятия по демонтажу технологических систем и оборудования, а также некоторых вспомогательных зданий и сооружений, а активность строительных конструкций главных корпусов и оставшихся зданий как источников ионизирующего излучения доведена до установленных для ЧАЭС уровней ограниченного освобождения от регулирующего контроля».*

Радиационно-гигиенические критерии конечного состояния промышленной площадки ЧАЭС при снятии с эксплуатации [5] были приняты и учитывают, что уровень загрязнения площадки после работ по СЭ будет сопоставим с уровнем загрязнения окружающей территории – зоны отчуждения. Данные критерии не распространяются на ОУ, но теоретически возможность их применения может быть рассмотрена при снятии с эксплуатации ОУ, тем более что блок № 3 имеет общие строительные конструкции с ОУ (тандем-блоки, рис. 3). Однако на практике достижение указанных критериев на ОУ не представляется возможным с учетом современного развития науки и техники, а также предполагаемых объемов необходимого финансирования и дозовых нагрузок на персонал.

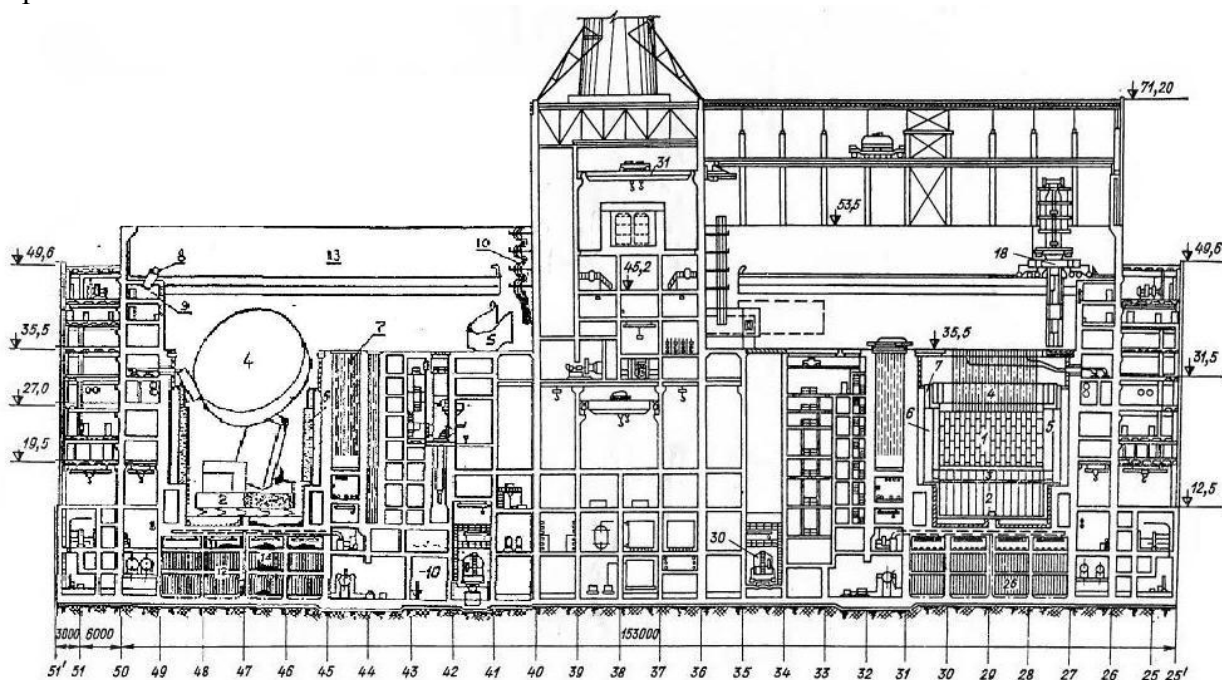


Рис. 3. Объект «Укрытие» и блок № 3

Факторы, определяющие конечное состояние

Согласно стратегии [2] завершение преобразования ОУ в ЭБС после полного устранения ядерной опасности (удаления поврежденного ядерного топлива) будет осуществлено в процессе снятия объекта с эксплуатации в соответствии с принятым проектом. На этапе снятия с эксплуатации ОУ должны быть устранены долгосрочные риски, т. е. отдаленные радиологические последствия аварии, связанные с

неизвлеченными радиоактивными материалами. Выбор направления преобразования ОУ в ЭБС (способом захоронения низко- и среднеактивных короткосуществующих отходов (НСА КСО) на месте или извлечения из объекта оставшихся в нем РАО) будет определен проектом СЭ ОУ в соответствии с имеющимися техническими и финансовыми ресурсами. К возможным вариантам СЭ ОУ относятся:

- дальнейшая дезактивация и изменение геометрии строительных конструкций ОУ;
- захоронение извлеченных РАО;
- приведение оставшихся в ОУ радиоактивных материалов (НСА КСО) к условиям, соответствующим нормам, правилам и стандартам безопасности при обращении с РАО (в том числе радиационный мониторинг и регламентное обслуживание законсервированного объекта), либо их передачу на специализированные предприятия.

Исходя из анализа данной части стратегии к основным факторам, определяющим выбор конечного состояния преобразования ОУ в ЭБС, можно отнести:

- чрезвычайно большое количество образующихся РАО;
- высокую стоимость захоронения ДСО;
- отсутствие апробированных технологий удаления ТСМ и длительносуществующих отходов (ДСО) и инфраструктуры обращения с ними;
- высокие дозовые нагрузки на персонал при извлечении ТСМ и РАО из ОУ и обращении с ними;
- невозможность гарантирования полного извлечения всех ТСМ и ДСО из ОУ.

При преобразовании ОУ в ЭБС, кроме 55 тыс. м³ ТСМ и ВАО, ожидается образование более 300 тыс. м³ НСА (без учета РАО на территориях, прилегающих к ОУ, которые могут составить дополнительно 280 тыс. м³) [6]. Из этих 300 тыс. м³ (металлоконструкции, строительные материалы и пр.) как минимум одна треть (100 тыс. м³) может быть отнесена к НСА ДСО из-за уровня аварийного загрязнения. Таким образом, порядка 155 тыс. м³ ДСО согласно национальному законодательству [7] подлежат захоронению в стабильных геологических формациях.

По разным оценкам, стоимость обращения с данным количеством ДСО может варьировать от 4 до 40 млрд евро [6, 8] с учетом организации промежуточного хранения, создания геологических хранилищ и непосредственно захоронения отходов. В любом случае, для бюджета Украины данные средства представляются неподъемными даже в долгосрочной перспективе. Так, для строительства НБК (всего 1,5 млрд евро) потребовалось привлечение международной финансовой помощи.

Немаловажный фактор – объемы предполагаемого геологического хранилища [9] должны быть увеличены в три раза, чтобы разместить все отходы (с учетом потребностей атомной отрасли Украины и зоны отчуждения). По предварительным оценкам, необходимый объем хранилища должен составить порядка 200 тыс. м³, однако в мировой практике отсутствуют проекты геологических хранилищ подобного объема [8], тем более, еще ни один из проектов не реализован полностью.

За прошедшие 30 лет после аварии не появилось апробированных технологий, которые могли бы исключить потребность в человеке при извлечении ТСМ из ОУ. Опыт ликвидации аварии в 1986 г. подтверждает неэффективность использования робототехники на тот момент. На текущий момент в ОУ робототехника также не нашла применения (даже при организации мониторинга). В ближайшие 30–50 лет (начало извлечения ТСМ) не предполагается технологического прорыва в данной сфере, который бы гарантировал извлечение ВАО и ДСО в неблагоприятных радиационных условиях ОУ без непосредственного участия человека, т. е. персонал будет привлекаться к работам, и уровень его текущего облучения (дозовые нагрузки или фактическое радиоактивное воздействие) может многократно превзойти уровень потенциального

облучения (возможное воздействие) всех групп населения, если сравнивать с захоронением РАО на месте.

И заключающий фактор определения конечного состояния преобразования ОУ в ЭБС – отсутствие технологий, которые могли бы вселить уверенность, что все ТСМ, а уж тем более ДСО гарантированно будут извлечены из ОУ. Именно по этой причине в самой стратегии [2] и в НРБУ97/Д2000 [1] рассматривается возможность преобразования ОУ в хранилище по захоронению РАО (в том числе и ТСМ) в случае невозможности их извлечения.

Долгосрочная изоляция РАО на месте их образования

Наиболее вероятно, что на завершающей стадии преобразования ОУ в ЭБС, когда будет устранена ядерная опасность в виде свежего и отработавшего ядерного топлива, а также наибольших скоплений ТСМ и ВАО, объект «Укрытие» будет представлять собой следующее (рис. 4):

- строительные конструкции и элементы оборудования, загрязненные долгоживущими радионуклидами;
- скопления ТСМ и НСА ДСО в труднодоступных местах (например заливание их бетонными массами при ликвидации аварии);
- упаковки РАО (кроме ТСМ) и технологические материалы, образовавшиеся на предыдущих этапах.

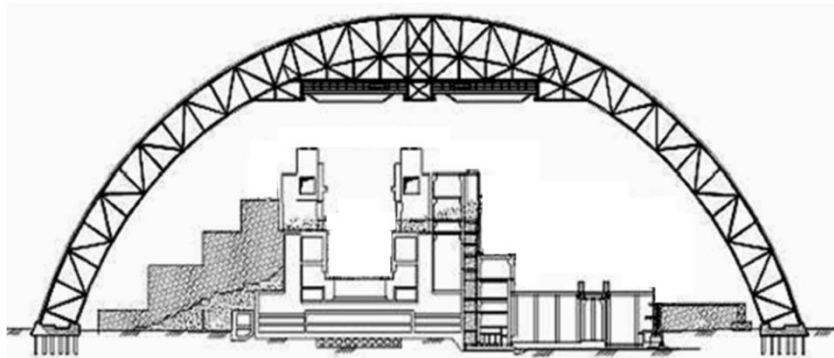


Рис. 4. Состояние объекта «Укрытие» после извлечения ТСМ и демонтажа нестабильных конструкций

Следующим наиболее актуальным вопросом будет необходимость долгосрочной изоляции данных материалов на месте. Это может быть консервация объекта или захоронение его на месте, что в любом случае означает создание дополнительных барьеров. Одной из наиболее доступных и апробированных является технология «Курган», когда объект изолируется на месте путем засыпки инертными материалами с образованием кургана [11]. При этом здание становится хранилищем для твердых радиоактивных отходов (ТРО), в том числе образовавшихся за время преобразования ОУ в ЭБС:

- упаковки с ТРО и технологические материалы складываются в здании ОУ, подлежащем изоляции;
- производится полная внутренняя засыпка помещений здания, подлежащего изоляции, сухим песком;
- для наиболее опасных скоплений РАО могут быть применены дополнительные мероприятия по иммобилизации (использование бетона, глин, битума, смол и т. п.);
- снаружи здание, подлежащее изоляции, засыпается глиной с образованием кургана;

- на глину наносится плодородный слой почвы; производится озеленение кургана лиственным низкорослым кустарником.

Исторический опыт показывает, что курганы (рис. 5) являются исключительно устойчивыми сооружениями и сохраняют свою форму в течение тысячелетий. Многометровый слой инертных материалов гарантирует надежную защиту от ионизирующего излучения и несанкционированного доступа к изолированным конструкциям. Конструкции, размещенные внутри кургана, недоступны для грунтовых вод – таким образом, решается проблема, характерная для подземных хранилищ твердых радиоактивных отходов.

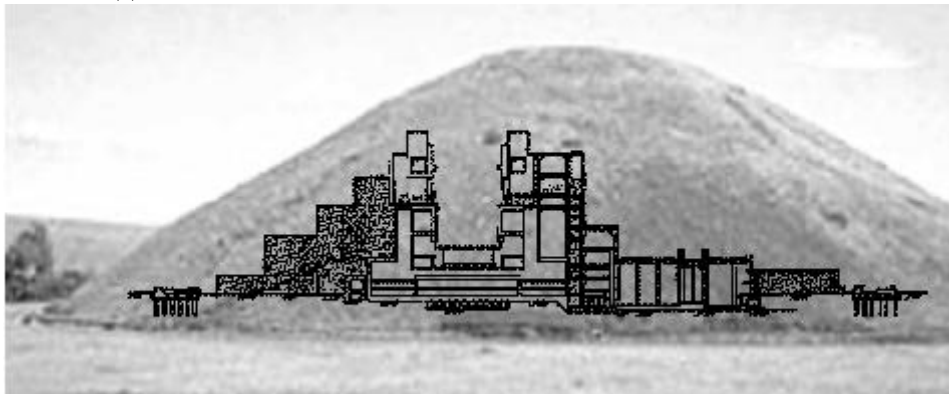


Рис. 5. Изоляция объекта «Укрытие» на месте по технологии «Курган»

Еще одним преимуществом данной технологии изоляции является ее обратимость. Если когда-нибудь возникнет потребность демонтировать и вывезти строительные конструкции, оборудование и контейнеры с твердыми радиоактивными отходами с данной территории, то никаких препятствий для этой деятельности не возникнет.

Выводы

Вопрос определения конечного состояния преобразования объекта «Укрытие» в экологически безопасную систему остается открытым – это отложенное решение.

Отсутствие четкого представления о конечном состоянии ОУ препятствует разработке уточненной стратегии по его преобразованию в ЭБС, а также определению приоритетных направлений исследований и развития необходимых технологий – ответственность перекладывается на последующие поколения.

Из существующих вариантов наиболее реалистичным конечным состоянием представляется «бурое пятно».

После устранения ядерной опасности (извлечения ОЯТ и ТСМ) объект «Укрытие» будет представлять собой строительные конструкции, загрязненные долгоживущими радионуклидами, с остатками труднодоступных ТСМ и ДСО, извлечение которых неприемлемо из-за неоправданных дозовых нагрузок на персонал и финансовых затрат.

Оставшиеся конструкции ОУ и радиоактивные материалы в нем будут подлежать длительной изоляции от окружающей среды путем консервации или захоронения на месте (например по технологии «Курган»).

Необходимы совершенствование нормативно-правовой базы Украины для использования данной опции и развитие соответствующих технологий.

Оценка воздействия на окружающую среду, персонал и население изолированного ОУ должна осуществляться с учетом особенностей зоны отчуждения.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. *Норми радіаційної безпеки України, доповнення: радіаційний захист від джерел потенційного опромінення (НРБУ-97/Д-2000).*
2. *Стратегия преобразования объекта «Укрытие»: утверждена решением межведомственной комиссии по комплексному решению проблем Чернобыльской АЭС. Протокол № 2 от 12.03.2001 г.*
3. *Redevelopment of Nuclear Facilities after Decommissioning, Technical Reports Series No. 444, IAEA. – Vienna, 2006.*
4. *Программа снятия с эксплуатации Чернобыльской АЭС, Инв. № 246/9-ЭД / ПО ЧАЭС, – Славутич, 1992.*
5. *Рівні обмеженого звільнення для майданчика ЧАЕС і матеріалів від регулюючого контролю (радіаційно-гігієнічні критерії кінцевого стану промислового майданчика ЧАЕС при знятті з експлуатації). – К., 2008.*
6. *Концепція поводження з радіоактивними відходами на об'єкті «Укриття». – К., 1999, 56 с.*
7. *Закон України від 30.06.1995 № 255/95-ВР «Про поводження з радіоактивними відходами».*
8. *Как решается проблема захоронения высокоактивных радиационных отходов в мире? <http://www.chornobyl.net/ru/index.php?newsid=1266485586>.*
9. *Яковлев В. Концепция создания в Украине глубинного геологического хранилища // Геолог України. – 2012. – № 1–2. – С. 35–41.*
10. *С. В. Коровкин, Е. В. Тутунина. Курганная технология изоляции выведенных из эксплуатации АЭС // Безопасность ядерных технологий и окружающей среды. – 2012. – № 3. – С. 83–85.*

КІНЦЕВИЙ СТАН ПЕРЕТВОРЕННЯ ОБ'ЄКТА «УКРИТТЯ» НА ЕКОЛОГІЧНО БЕЗПЕЧНУ СИСТЕМУ

Д. А. Стельмах, В. К. Кучинський, А. М. Платоненко

Державне спеціалізоване підприємство «Чернобыльська АЕС»

Визначення кінцевого стану об'єкта «Укриття» після перетворення на екологічно безпечну систему має вирішальне значення при уточненні відповідної стратегії та виборі необхідних технологій. У статті розглянуто особливості стратегії перетворення об'єкта «Укриття» на екологічно безпечну систему з урахуванням умов зони відчуження та наведено основні фактори, які визначають вибір кінцевого стану. На основі аналізу запропоновано варіант зняття з експлуатації «Укриття» після усунення ядерної небезпеки – довгострокову ізоляцію.

THE FINAL STATE OF THE TRANSFORMATION OF THE SHELTER OBJECT INTO AN ECOLOGICALLY SAFE SYSTEM

D. A. Stelmakh, V. K. Kuchinsky, A. M. Platonenko

State Specialized Enterprise «Chernobyl NPP»

Determination of the final state of the Shelter object after transition into ecologically safe system is crucial for improving of relevant strategy and selecting appropriate technology. The article describes the features of the Shelter object transition strategy taking into account the exclusion zone conditions. The key factors determining the choice of the final state are pointed. Based on the analysis offered the option of the decommissioning of Shelter object after the elimination of the nuclear threat - it is long-term isolation.

**ОСОБЛИВОСТІ МІГРАЦІЇ ТРИТІЮ ТА ІНШИХ РАДІОНУКЛІДІВ НА
ТЕРИТОРІЇ ПУНКТУ ЗБЕРІГАННЯ РАДІОАКТИВНИХ ВІДХОДІВ
ДЕРЖАВНОГО СПЕЦІАЛІЗОВАНОГО ПІДПРИЄМСТВА
«КИЇВСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ МІЖОБЛАСНИЙ СПЕЦІАЛЬНИЙ КОМБІНАТ»**

В. П. Мельниченко, В. П. Старий, Л. А. Фурман, М. С. Ходорівський

Державна корпорація «Українське державне об'єднання «Радон»

Представлено стислий опис місця зберігання РАВ. Подано геологічну та гідрогеологічну характеристику мережі спостережних свердловин. Наведено обсяг інформації щодо приладів та устаткування, а також описано метод дослідження – метод кореляційного аналізу, його переваги та вади. За останні шість років зібрано дані щодо концентрації тритію в пробах води, відібраних зі спостережних свердловин на території Державного спеціалізованого підприємства «Київський державний міжобласний спеціальний комбінат». При дослідженні проб повітря, снігу, березового соку та проб води, відібраних зі спостережних свердловин, показано особливості міграції радіонуклідів у різних природних середовищах. Отримано кореляційні залежності зміни концентрації тритію в пробах води зі спостережних свердловин з часовими та просторовими координатами.

Ключові слова: міграція радіонуклідів, кореляційний аналіз, мережа спостережних свердловин

Державна корпорація «Українське державне об'єднання «Радон» має в своєму складі вісім державних спеціалізованих підприємств (ДСП): ДСП «Централізоване підприємство з поводження з радіоактивними відходами (РАВ)» (ДСП «ЦППРВ») – головне підприємство корпорації; ДСП «Дніпропетровський державний міжобласний спеціальний комбінат» (ДМСК); ДСП «Київський ДМСК»; ДСП «Львівський ДМСК»; ДСП «Одеський ДМСК»; ДСП «Харківський ДМСК»; Науково-технічний центр дезактивації та комплексного поводження з РАВ, радіоактивними речовинами та джерелами іонізуючого випромінювання (ДІВ) – ДП НТЦ КІРВ; Український радіологічний учбовий центр.

ДСП «Київський ДМСК» входить до складу Державної корпорації як самостійне підприємство зі збирання, транспортування та зберігання радіоактивних відходів (РАВ), дезактивації спецодягу й засобів індивідуального захисту (СО та ЗІЗ), ліквідації радіаційних аварій та їхніх наслідків. До зони обслуговування ДСП «Київський ДМСК» входять області: Київська, Житомирська, Вінницька, Хмельницька, Черкаська, Чернігівська та м. Київ.

До складу ДСП «Київський ДМСК» входять такі структурні підрозділи: пункт зберігання радіоактивних відходів (ПЗРВ), станція дезактивації (СД), служба радіаційної безпеки та охорони навколишнього середовища (СРБ та ОНС), транспортна дільниця, енерго-механічна дільниця, адміністративно-управлінський апарат, служба охорони.

ПЗРВ ДСП «Київський ДМСК» розташовано на відстані 1 км від селища Пирогове Голосіївського району м. Києва, його побудовано й здано в експлуатацію в 1962 р. відповідно до постанови Ради Міністрів від 14.08.1956 р. № 965-102. Проектування та будівництво ПЗРВ виконано відповідно до типового проекту ТП-4891 1959 р., розробленого Державним союзним проектним інститутом (ДСПІ) СРСР. Наукове обґрунтування його розміщення здійснювалося у встановленому порядку за узгодженням з облвиконкомами, органами Держсаннагляду, Укргеології, Держкомприроди.

З 1995 р. (дата утворення спецкомбінату як самостійної юридичної особи) приймання на зберігання РАВ здійснюється за технологією тимчасового зберігання в сховищі поверхневого типу.

Клімат району розміщення ПЗРВ та СД помірно-континентальний. За середніми багаторічними даними метеостанції «Новосілки» середньорічна температура складає $+7,3^{\circ}\text{C}$. Середня температура найхолоднішого місяця (січня) становить -6°C , а температура найтеплішого місяця (липня) дорівнює $+20^{\circ}\text{C}$. Абсолютний максимум температур сягає $+38^{\circ}\text{C}$, мінімум – -33°C , тривалість безморозного періоду – 180 днів.

За багаторічними спостереженнями середньорічна сума опадів складає 597 мм із коливаннями в окремі роки від 392 до 925 мм. Для зимового періоду властива мінливість температур і снігового покриву, середня висота якого сягає 10–20 см. Середня глибина промерзання ґрунту становить 0,85 м, максимальна – 1,07 м. На зазначеній території переважають вітри таких напрямків: у теплий період – північно-західні та західні, у холодний період – західні й південно-східні. Найбільша кількість безвітряних днів (штиль) припадає на вересень і літні місяці. Середньорічна швидкість вітру досягає 4,2 м/сек [1].

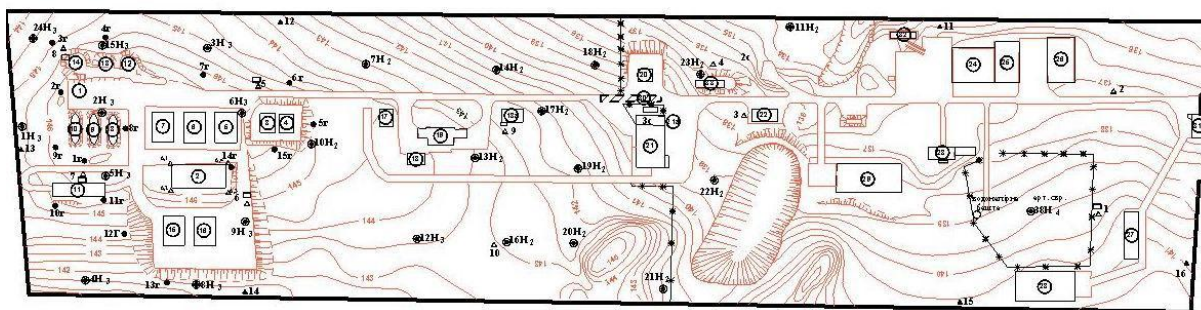


Рис. 1. Схема розташування місць відбору проб води зі спостережних свердловин для вимірювання вмісту тритію на території ПЗРВ ДСП «Київський ДМСК»

Майданчик ПЗРВ (рис. 1) являє собою земельну ділянку площею 86487,12 м², облаштовану залізобетонним парканом із периметром 1455,12 м. Вона має приблизно прямокутну форму завдовжки 578 м і завширшки 150 м. Радіус санітарно-захисної зони (СЗЗ) навколо ПЗРВ становить 500 м, а зони спостереження (ЗС) – 1000 м.

Майданчик ПЗРВ розподілено на умовно брудну та умовно чисту зону. Зони розділено металевим парканом. На території умовно брудної зони знаходяться сховища радіоактивних відходів. Сховища, в яких зберігаються тверді радіоактивні відходи (ТРВ), являють собою прямокутні резервуари приповерхневого типу з заглибленням на 3 м, перекриті збірними залізобетонними плитами [2].

Три сховища ТРВ першої черги №№ 8–10 (об'ємом по 200 м³ кожне) повністю заповнено та законсервовано в 1968 р. Три сховища другої черги №№ 5–7 (об'ємом по 400 м³ кожне), де зберігаються ТРВ, виведено з експлуатації в 1992 р. внаслідок виникнення радіаційної аварії, пов'язаної з проникненням насиченої тритієм води в породи, що знаходяться під цими сховищами. З метою ізоляції від атмосферних опадів над ними споруджено укриття.

Спостережні свердловини за режимом підземних вод облаштовані на три водоносні горизонти: четвертинний, верхньочетвертинний-верхньоєоценовий і бучацький. Нумерація свердловин має індекси: Н1, Н2, Н3 відповідно [3].

Коротка геологічна та гідрогеологічна характеристика площі розташування мережі спостережних свердловин

Територія ПЗРВ і його СЗЗ та ЗС розташовано на ерозійно-аккумулятивній лесовій рівнині (правий берег р. Дніпро). Абсолютні позначки території 100–150 м. Зниження абсолютних позначок відбувається в північному напрямку. В 100 м на північ від ПЗРВ по дну яру (абсолютні позначки 99–110 м) тече струмок Віта – ліва притока річки Віта, правої притоки ріки Дніпро. Відстань від майданчика ПЗРВ до долини ріки Дніпро з абсолютними позначками 93–95 м становить приблизно 1,6 км в східному напрямку. Геологічна побудова майданчика така (згори донизу): четвертинні алювіальні, верхньочетвертинні еолово-делювіальні утвори, відклади полтавської світи середнього міоцену, київської та бучацької світ еоцену (рис. 2 кольорової вкладки).

Алювіальні відклади розташовано в долинах річок, зокрема ріки Дніпро та струмка Віта. В межах іншої частини території ерозійно-аккумулятивної лесової рівнини під ґрунтово-рослинним шаром залягають верхньочетвертинні еолово-делювіальні відклади, представлені у верхній частині лес-супісями, потужністю від 8 до 19 метрів. Нижче залягають піски пилюваті, перемішані з супісями, потужність пісків – 2–8 м, супісєй – 1–7 м. Еолово-делювіальні відклади підстеляються пісками полтавської світи середнього міоцену потужністю від 1 до 9 та більше м. Місцями піски виклинюються: в долинах ріки Дніпро, струмка Віта, на ділянці сховищ твердих відходів, на майданчику ПЗРВ. Тут верхньочетвертинні відклади залягають на породах київської світи верхнього еоцену.

Відклади київської світи представлено у верхній частині наглинком пилюватим, слюдистим від м'яко-пластичної до напівтвердої консистенції. У наглинку подекуди простежуються прошарки пісків. В долині та бортах потоку Віта наглинок відсутній. Під наглинком знаходяться мергелеві глини з тонкими прошарками піску блакитнувато-зеленого кольору, напівтвердої консистенції. Потужність наглинків 1–7 м, мергелевих глин – до 30 м. Абсолютні позначки шарів – від 98 до 125 м (залежно від глибини розмиву). Відклади бучацької світи середнього еоцену, які залягають нижче, представлено алевритами (супісями) пройденою потужністю до 15 м.

Безпосередньо на майданчику ПЗРВ підземні води залягають на глибині 12–23 м (верхньочетвертинний-верхньоеоценовий водоносний комплекс). Максимальна потужність зони аерації на ділянці сховищ РАВ становить 19–23 м, що пов'язано з напрямком потоку підземних вод на досліджуваній території та гіпсометрією поверхні землі. Розвантаження підземних вод відбувається в долину струмка Віта. Абсолютні позначки зеркала підземних вод – 120,8–125,2 м. Максимальні відмітки рівня підземних вод зафіксовано на ділянці сховищ високоактивних відходів та обвалованих сховищ РРВ. Живлення водоносного комплексу відбувається за рахунок інфільтрації атмосферних опадів. Область живлення збігається з областю поширення. Нахил потоку – з північно-північного заходу на південно-південний схід [4].

Відбір проб та вимірювання їхньої активності

Вимірювання концентрації сполук тритію здійснювали в пробах, відібраних на території ПЗРВ ДСП «Київський ДМСК» ДК «Укр ДО «Радон». Відбиралися проби води зі спостережних свердловин та проби снігу. Вимірювання бета-активності проб води виконували на рідинно-сцинтиляційному аналізаторі «Tri-Carb 3100 TR/SL» фірми «Perkin Elmer» після спеціальної підготовки проб. Принцип дії приладу полягає в тому, що він реєструє у видимому діапазоні довжини хвиль випромінювання, яке утворюється внаслідок взаємодії бета-частинок тритію зі сцинтилятором. Інтенсивність випромінювання сцинтилятора значною мірою залежить від чистоти підготовленого зразка проби для вимірювання. Це потребує ретельного очищення проби від будь-яких

домішок, які можуть зменшити інтенсивність випромінювання сцинтилятора, тобто згасити флуоресценцію зразка [5–6].

З метою відновлення домішок з переведенням їх у нелеткий при дистиляції стан використовують сильний відновник – тіосульфат натрію $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ в слаболужному середовищі, яке створюють за допомогою кальцинованої соди Na_2CO_3 , відповідно до методики, викладеної в Національному стандарті України [7].

Вимірювання гамма-активності проб води здійснювали на гамма-спектрометрі [8] Центральної служби радіаційної безпеки і охорони навколишнього середовища (ЦСРБ ОНС) ДК «УкрДО «Радон», який виконано на основі спектрометричного комплексу ISOCS2. Комплекс містить детектор гамма-фотонів «Detector Model GC4019» із надчистого германію. Детектор розміщено в свинцевій оболонці, яка охолоджується зрідженим азотом. Сигнали детектора обробляються підсилювачем «Preamp 2002C Serial number b08066» та оцифровуються перетворювачем «InSpector 2000 model 1N2K Serial number 11072463». Прикінцева обробка й накопичення інформації відбувається на комп'ютері ASUS. Устаткування та програмне забезпечення розроблено фірмою «Canberra Packard». На монітор комп'ютера виводиться первинний спектр фотонів у вигляді гістограми розподілу кількості накопичених імпульсів залежно від їхньої амплітуди.

Блок-схему спектрометра наведено на рис. 3. Вимірювання питомої концентрації радіонуклідів у пробах виконано в геометрії «Дента». Контейнером для проб є склянка з кришкою ємністю 0,5 л, виготовлена з поліпропілен-терефталату, який має низьку концентрацію інкорпорованих радіонуклідів. Склянку з пробом розміщують у внутрішній частині свинцевої оболонки та встановлюють безпосередньо на кришку вакуумної камери детектора.

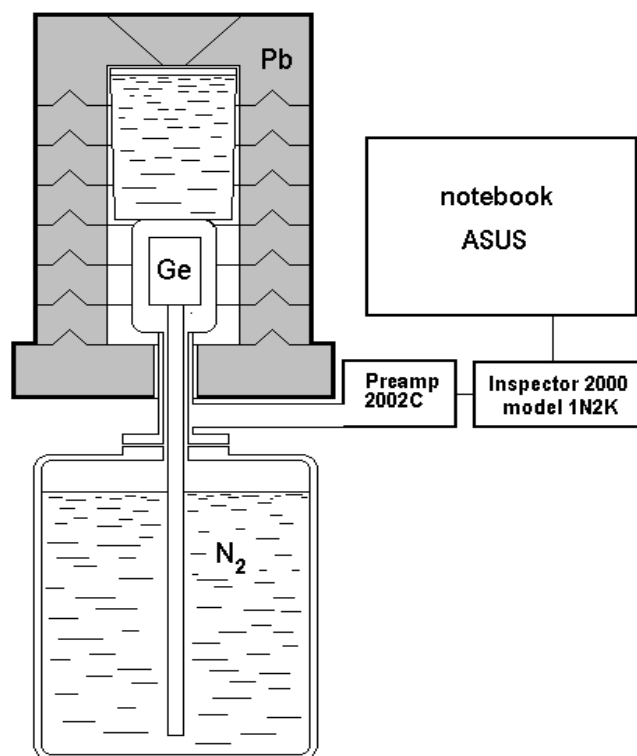


Рис. 3. Блок-схема спектрометра

Результати досліджень

На рис. 4–15 представлено результати вимірювань концентрації тритію в пробах води, відібраних зі свердловин спостереження. Проведено зіставлення та кореляційний аналіз даних з концентрації проби A_i , взятої зі свердловини, та її відстані R_i від сховища ТРВ № 6. Центром забруднення слугувала точка геометричного центру сховища № 6. Для знаходження форми залежності концентрації проби від її відстані від сховища за основу взяли показникову функцію:

$$A = c \cdot R^a, \quad (1)$$

де A – концентрація проби, Бк/л, R – відстань у відносних одиницях, взятих із план-схеми ПЗРВ (рис. 1), c та a – коефіцієнти рівняння.

При логарифмуванні цього рівняння отримуємо лінійне рівняння відносно R :

$$\ln A = a \ln R + b, \quad (2)$$

де $b = \ln c$.

Таким чином, можна провести кореляцію між двома величинами. Прирівнюємо $Y = \ln A$, а $X = \ln R$ та отримуємо рівняння:

$$Y = a X + b \quad (3)$$

Кореляційний аналіз виконуємо із застосуванням методу найменших квадратів. Обробку результатів здійснюємо відповідно до формул:

$$a = \frac{\overline{XY} - \bar{X} \cdot \bar{Y}}{\overline{X^2} - (\bar{X})^2}; \quad b = \frac{\overline{X^2} \cdot \bar{Y} - \bar{X} \cdot \overline{XY}}{\overline{X^2} - (\bar{X})^2}, \quad (4)$$

де риска вгорі є символом середнього значення.

У тому разі, якщо $\Delta X = X_i - X_{cp} \neq 0$ і $\Delta Y = Y_i - Y_{cp} \neq 0$, теорія інформації дає такий вираз [9] як узагальнену формулу для коефіцієнта кореляції r :

$$r = \frac{\overline{XY} - \bar{X} \cdot \bar{Y}}{\left[(\overline{X^2} - (\bar{X})^2) \times (\overline{Y^2} - (\bar{Y})^2) \right]^{1/2}} \quad (5)$$

Лінійний кореляційний аналіз широко використовується в різних галузях науки й техніки, де застосування цього методу сьогодні є найбільш перспективним. Особливо корисний метод кореляційного аналізу в тих галузях природознавства, де неможливо визначити функціональний зв'язок між параметрами. В них не існує жодних однозначних, несуперечливих співвідношень. Тут часто неможливо встановити однозначну залежність між певними двома величинами, таку, як, наприклад, закон Ома.

Кореляційний аналіз дає змогу визначити, чи існують зв'язки та які саме між деякими вимірюваними величинами. Він установлює, чи є незалежними одна від одної дві величини в певній послідовності вимірювань, чи між ними існують однаково або протилежно спрямовані зміни. Однаково або протилежно спрямовані зміни послідовностей вимірюваних величин називаються коваріантністю й контрваріантністю відповідно.

Коефіцієнт кореляції – поняття, яке широко використовується в природничих науках в тих випадках, коли порівнюють послідовності вимірювань з метою виявлення певних закономірностей. Коефіцієнт кореляції є кількісною мірою ступеня спорідненості (кореляції) двох величин, які залежать від однакового параметра. У простішому випадку коефіцієнт кореляції – це міра істинності пропорційності або зворотної пропорційності двох величин.

Коефіцієнт кореляції зовсім не є коефіцієнтом пропорційності або коефіцієнтом зворотної пропорційності, а являє собою лише міру розсіювання або міру помилковості спорідненого зв'язку. При коваріантності послідовностей міра кореляції має додатне числове значення, при контрваріантності – від'ємне, а при статистичній незалежності

коефіцієнт кореляції наближається до нуля при досить великому масиві числових даних. Числове значення коефіцієнта кореляції лежить у межах від -1 до $+1$.

Значення коефіцієнта кореляції r вказує лише на силу лінійної залежності між X та Y . З нього не можна зробити жодного висновку щодо типу причинного зв'язку між X та Y . Такий помилковий висновок у багатьох випадках призводить до неправильних результатів. Коефіцієнт кореляції пов'язано з кутовим коефіцієнтом a лінійного рівняння (2). У той час як r вимірює зв'язок між X та Y , коефіцієнт b вимірює величину зміни аргумента Y , яку можна передбачити, якщо зміна аргументу X дорівнює одиниці.

Дослідження залежності концентрації тритію в пробах снігу від відстані до центру забруднення було здійснено наприкінці зими 2015 р. Накопичення досліджуваного снігу відбувалося протягом 1,5–2 місяців. За цей час концентрація тритію встигла досягти певної рівноваги.

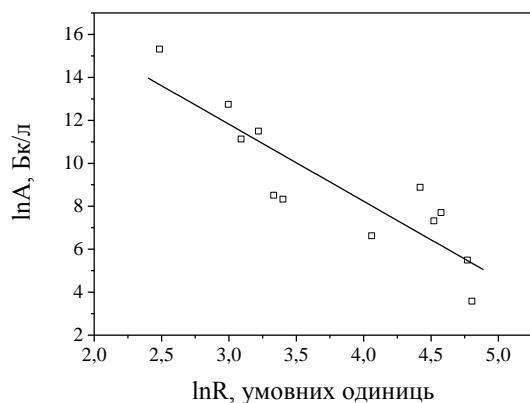


Рис. 4. Концентрація тритію в пробах води, відібраних у другому півріччі 2009 р. зі свердловин на території ПЗРВ, залежно від відстані до центру сховища ТРВ № 6.
 $y = -3,58634 \cdot x + 22,57961$; $r = -0,88423$

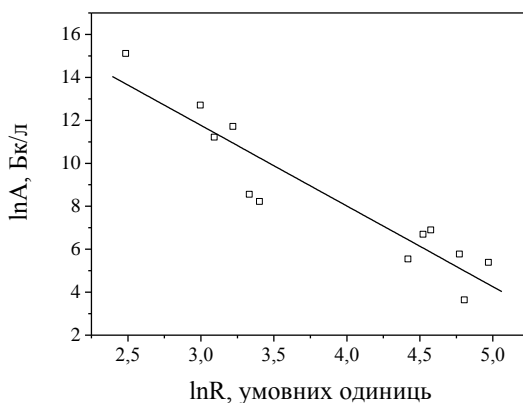


Рис. 5. Концентрація тритію в пробах води, відібраних в першому півріччі 2010 р. зі свердловин на території ПЗРВ, залежно від відстані до центра сховища № 6.
 $y = -3,75296 \cdot x + 23,02464$; $r = -0,93428$

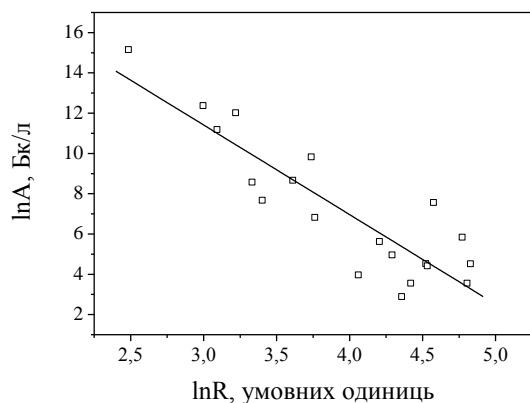


Рис. 6. Концентрація тритію в пробах води, відібраних у другому півріччі 2010 р. зі свердловин на території ПЗРВ, залежно від відстані до центру сховища ТРВ № 6.
 $y = -4,44952 \cdot x + 24,76125$; $r = -0,8857$

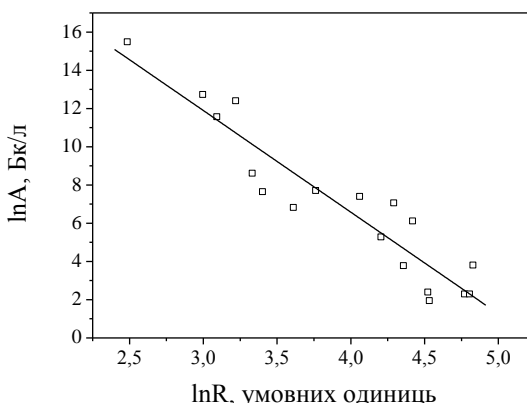


Рис. 7. Концентрація тритію в пробах води, відібраних у першому півріччі 2011 р. зі свердловин на території ПЗРВ, залежно від відстані до центру сховища ТРВ № 6.
 $y = -5,31535 \cdot x + 27,83876$; $r = -0,94058$

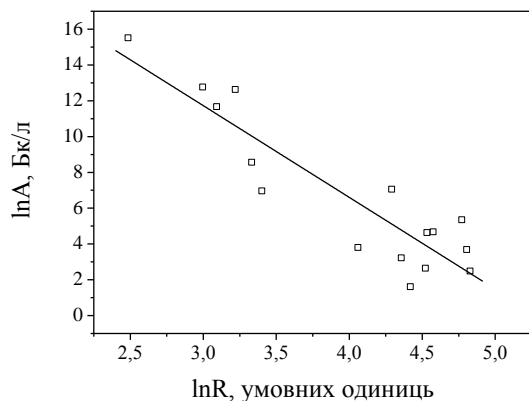


Рис. 8. Концентрація тритію в пробах води, відібраних в другому півріччі 2011 р. зі свердловин на території ПЗРВ, залежно від відстані до центру сховища № 6.
 $y = -5,12176 \cdot x + 27,09094$; $r = -0,90828$

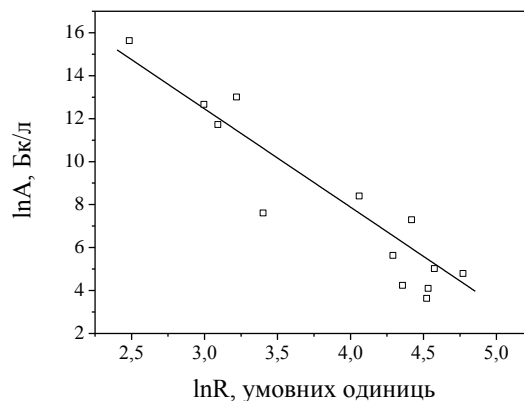


Рис. 9. Концентрація тритію в пробах води, відібраних в першому півріччі 2012 р. зі свердловин на території ПЗРВ, залежно від відстані до центру сховища № 6.
 $y = -4,99546 \cdot x + 27,46743$; $r = -0,94057$

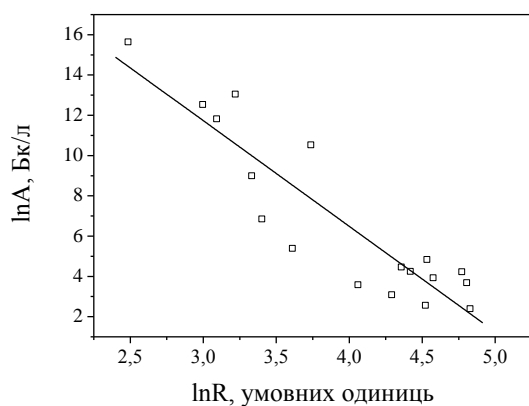


Рис. 10. Концентрація тритію в пробах води, відібраних у другому півріччі 2012 р. зі свердловин на території ПЗРВ, залежно від відстані до центру сховища ТРВ № 6.
 $y = -5,24454 \cdot x + 27,46605$; $r = -0,9075$

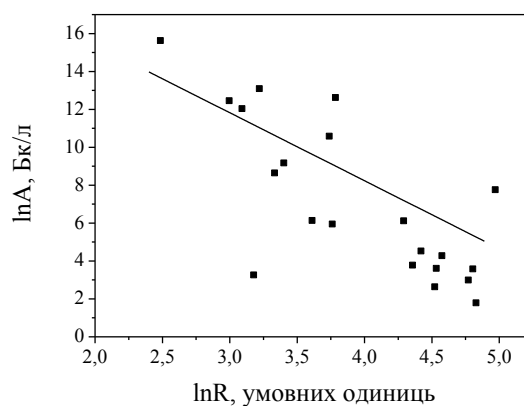


Рис. 11. Концентрація тритію в пробах води, відібраних у першому півріччі 2013 р. зі свердловин на території ПЗРВ, залежно від відстані до центру сховища ТРВ № 6.
 $y = -4,34412 \cdot x + 24,27449$; $r = -0,76214$

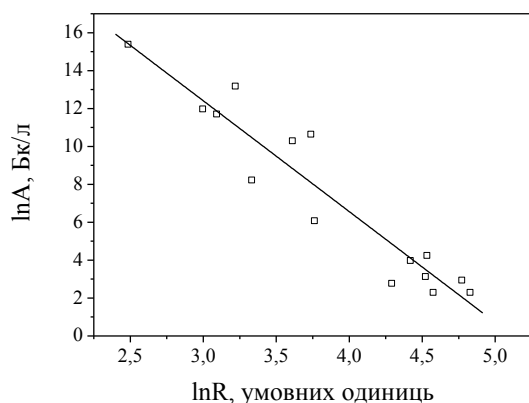


Рис. 12. Концентрація тритію в пробах води, відібраних у другому півріччі 2013 р. зі свердловин на території ПЗРВ, залежно від відстані до центру сховища ТРВ № 6.
 $y = -5,84586 \cdot x + 29,94826$; $r = -0,94926$

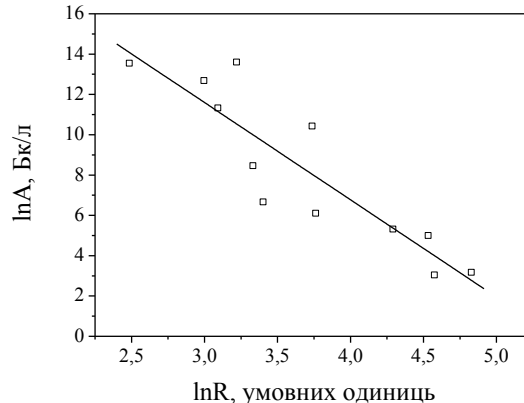


Рис. 13. Концентрація тритію в пробах води, відібраних у першому півріччі 2014 р. зі свердловин на території ПЗРВ, залежно від відстані до центру сховища ТРВ № 6.
 $y = -4,82424 \cdot x + 26,06966$; $r = -0,89778$

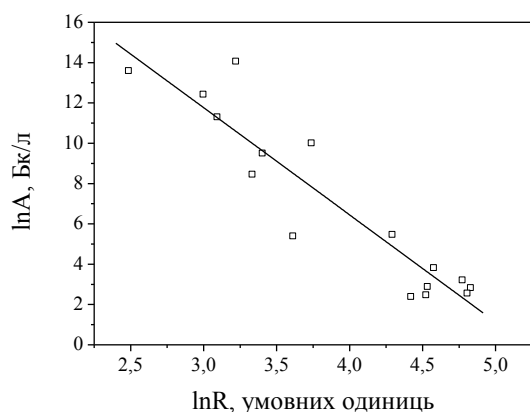


Рис. 14. Концентрація тритію в пробах води, відібраних в другому півріччі 2014 р. зі свердловин на території ПЗРВ, залежно від відстані до центру сховища № 6.
 $y = -5,31862 \cdot x + 27,72131$; $r = -0,93184$

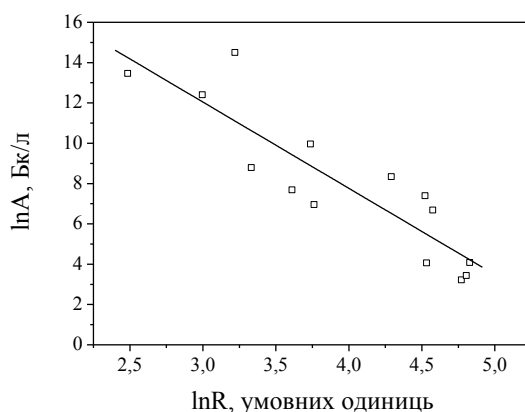


Рис. 15. Концентрація тритію в пробах води, відібраних у першому півріччі 2015 р. зі свердловин на території ПЗРВ, залежно від відстані до центру сховища ТРВ № 6.
 $y = -4,28063 \cdot x + 24,88599$; $r = -0,88967$

Розу вітрів на майданчику ПЗРВ спрямовано з заходу на схід, тому розподіл сполук тритію по всій досліджуваній площі комбінату відбувався поступово і можна вважати, що кількість тритію в пробі визначалася переважно відстанню. У табл. 1 і на рис. 16 представлено результати аналізу досліджених проб снігу. Кореляційне рівняння $\ln A = -1,80954 \ln R + 13,07975$ показує, що коефіцієнт $a = -1,81$, тобто близький до -2 . Це може означати, що концентрація тритію в пробах снігу залежить від фактора R^{-2} , як і передбачалося на початку дослідження. Причому коефіцієнт кореляції близький до -1 ($r = -0,99$). Можна зробити висновок, що кореляція між активністю проб снігу та відстанню місця збору до центру забруднення наближається до майже функціональної залежності.

Таблиця 1. Результати аналізу проб снігу

R, у.о.	A, Бк/л	X = LnR	Y = LnA	X ²	Y ²	XY	(X-X _{ср}) ²	(Y-Y _{ср}) ²
6	26448	1,7917	10,1829	3,2104	103,6922	18,2453	5,6687	21,6576
14	3369	2,6390	8,1223	6,9646	65,9729	21,4354	2,3519	6,7247
35	541,89	3,5553	6,2950	12,6405	39,6278	22,3811	0,3810	0,5866
45,5	353	3,8177	5,8664	14,5749	34,4154	22,3964	0,1259	0,1137
74,5	217,33	4,3107	5,3814	18,5829	28,9596	23,1982	0,0190	0,0218
102	152,57	4,6249	5,0276	21,3903	25,277	23,2526	0,02045	0,2515
151	49,57	5,0172	3,9033	25,1731	15,2364	19,5843	0,7133	2,6431
181	59,71	5,1984	4,0895	27,0243	16,7240	21,2592	1,0523	2,0726
208	23,43	5,3375	3,1540	28,4893	9,9478	16,8346	1,3569	5,6412
229	26,28	5,4337	3,2688	29,5253	10,6851	17,7618	1,5902	5,1091
середні значення		4,1726	5,5291	18,7575	35,0538	20,6349	1,3464	4,4822

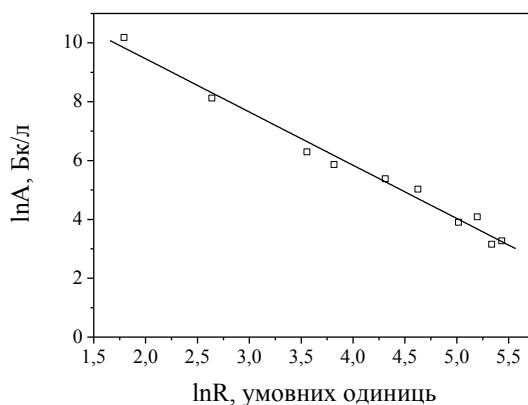


Рис. 16. Концентрація тритію в пробах снігу, відібраних в першому півріччі 2015 р. на території ПЗРВ, залежно від відстані проби до центру сховища ТРВ № 6.
 $y = -1,80954 \cdot x + 13,07975$; $r = -0,99177$

Таке ж саме дослідження ми здійснили наприкінці зими 2013 р. Тоді отримали кореляційне рівняння: $\ln A_i = -1,89 \ln R + 13,38$, з коефіцієнтом кореляції $r = -0,98$. Таким чином, незважаючи на те, що минуло майже два роки й за цей час було проведено відкачування рідких радіоактивних відходів (РРВ) зі сховищ №№ 5–6, характер залежності концентрації тритію в пробах снігу від відстані місць забору до центру забруднення майже не змінився. Коефіцієнт кореляційного рівняння a та коефіцієнт кореляції r за ці два роки залишилися практично однаковими.

У 2013 р. було відібрано проби березового соку по всій території майданчика ПЗРВ ДСП «Київський ДМСК» та одну пробу в лісі за парканом спецкомбінату [10]. Кореляційне рівняння $\ln A = -2,0349R + 14,503$, яке автори наводять у роботі [10], показало, що коефіцієнт кореляції $r = -0,95$, а коефіцієнт $a = -2,03$. Із цих даних видно, що залежність від відстані R концентрації тритію в пробах березового соку визначається фактором R^{-2} , тобто вона подібна до тієї, яку було виявлено при дослідженні проб снігу.

Залежність від відстані величини активності проб повітря, узятих навесні 2013 р., також визначається фактором R^{-2} , як і в попередніх двох випадках щодо проб снігу та березового соку. Кореляційне рівняння $\ln A = -1,8477R + 12,853$, отримане на пробах повітря і приведене в цій же роботі [10], свідчить, що коефіцієнт $a = -1,85$, тобто близький до -2 . Коефіцієнт кореляції $r = -0,95$ між цими величинами показує, що зв'язок між ними наближається до майже функціонального.

Міграція радіоактивних забруднень досліджувалася на прикладі сполук тритію та калію-40. Відбір проб здійснювали зі спостережних свердловин із метою перевірки зміни концентрації тритію та калію залежно від відстані до центру забруднення.

Масив даних щодо концентрації тритію в пробах, відібраних зі спостережних свердловин ДСП «Київський ДМСК», було скомпоновано у проміжок часу від другого півріччя 2009 р. до першого півріччя 2015 р. включно. Дані добиралися таким чином, щоб охопити аналізом якомога більшу кількість свердловин. Згідно з Програмою радіаційного контролю для ДСП «Київський ДМСК» аналіз проб води зі свердловин, концентрація тритію в яких вища за параметр $PC_B \text{ Ingest} = 30000 \text{ Бк/л}$, має виконуватися один раз на місяць. До них належать спостережні свердловини: 1НЗ, 2НЗ, 3НЗ, 4НЗ, 5НЗ, 6НЗ, 10НЗ, 15НЗ. Далі називатимемо такі проби «брудними», а проби, в яких цей параметр не перевищує 30000 Бк/л – «чистими». Аналіз «чистих» проб проводиться один раз на півріччя.

Відповідно до цих особливостей відбору проб ми робили розрахунки один раз на півроку. При цьому «брудні» проби бралися до уваги як середні значення їх за 6 місяців. Для виконання кореляційного аналізу треба взяти дані щодо 21 свердловини, які

розташовано на території ПЗРВ ДСП «Київський ДМСК». Проте, як правило, лишалися поза увагою спостережні свердловини: 1НЗ, 4НЗ, 9НЗ та 11Н2. Свердловини 1НЗ та 4НЗ регулярно протягом шести років випадали з поля зору внаслідок порушення в них режиму водного обміну. Свердловину 11Н2 часто було забруднено стоками радіологічної лабораторії ДСП «Київський ДМСК». Знижене значення активності проби свердловини 9НЗ зумовлено тим, що розвантаження тритієвих забруднень відбувається в протилежний від 9-ї свердловини бік у напрямку струмка Віта. Відбір проб із деяких інших свердловин було утруднено через те, що вони просто пересихали.

Результати кореляційного аналізу даних, отриманих для спостережних свердловин ПЗРВ ДСП «Київський ДМСК» за 2009–2015 рр. із тритію, наведено на графіках 4–15. З усіх наведених графіків видно, що значення величини тангенса кута нахилу кореляційних прямих перебувають в інтервалі $-3,5-5,8$. Таким чином, припущення, що активність щодо тритію проб, відібраних зі спостережних свердловин, зменшуватиметься пропорційно квадрату відстані від центру сховища № 6, було помилковим. Швидкість падіння концентрації тритію в свердловинах в залежності від відстані свердловини до центру забруднення виявилася значно вищою від фактору R^{-2} .

Таблиця 2. Кореляційні рівняння залежності концентрації проби від відстані свердловини до центра сховища твердих радіоактивних відходів № 6

№№	Час відбору та аналізу проб	Кореляційне рівняння	Номер кореляційного рівняння	Коефіцієнт кореляції	Модуль коефіцієнта $ a $
1	2-е півріччя 2009 р.	$\ln A_i = -3,5863 \ln R + 22,5796$	6	-0,8786	3,5863
2	1-е півріччя 2010 р.	$\ln A_i = -3,7530 \ln R + 23,0246$	7	-0,9343	3,7530
3	2-е півріччя 2010 р.	$\ln A_i = -4,4495 \ln R + 24,7612$	8	-0,8837	4,4495
4	1-е півріччя 2011 р.	$\ln A_i = -5,3153 \ln R + 27,8387$	9	-0,9284	5,3153
5	2-е півріччя 2011 р.	$\ln A_i = -5,1166 \ln R + 27,0685$	10	-0,9076	5,1166
6	1-е півріччя 2012 р.	$\ln A_i = -4,9955 \ln R + 27,4674$	11	-0,9336	4,9955
7	2-е півріччя 2012 р.	$\ln A_i = -5,2445 \ln R + 27,4661$	12	-0,9058	5,2445
8	1-е півріччя 2013 р.	$\ln A_i = -5,4635 \ln R + 28,5258$	13	-0,9443	5,4635
9	2-е півріччя 2013 р.	$\ln A_i = -5,8458 \ln R + 29,9483$	14	-0,9110	5,8458
10	1-е півріччя 2014 р.	$\ln A_i = -4,8242 \ln R + 26,0695$	15	-0,8959	4,8242
11	2-е півріччя 2014 р.	$\ln A_i = -5,3186 \ln R + 27,7212$	16	-0,9272	5,3186
12	1-е півріччя 2015 р.	$\ln A_i = -4,2806 \ln R + 24,8859$	17	-0,8873	4,2806

У табл. 2 зібрано кореляційні рівняння щодо залежності концентрації тритію в пробах, відібраних зі свердловин на території ПЗРВ ДСП «Київський ДМСК». Кожне з цих рівнянь показує швидкість зменшення концентрації тритію в свердловинах залежно від їх відстані до центру сховища № 6. Чим вищий за абсолютною величиною показник ступеня при змінній $\ln R$ $|a|$, тим більша швидкість падіння концентрації тритію.

Рис. 17 показує залежність величини $|a|$ коефіцієнта кореляційного рівняння при змінній $\text{Ln}R$ від часу, що минув після початку регламентних досліджень (це друге півріччя 2009 р.) до часу відбору проб. На рисунку за віссю X відкладено 12 інтервалів між відборами проб, кожен з яких становив шість місяців. Куполоподібна залежність величини модуля коефіцієнта кореляційного рівняння при змінній $\text{Ln}R$ від часу, який минув після початку наших регламентних вимірювань, показує, що цей показник у свердловинах 1НЗ, 2НЗ, 3НЗ, 6НЗ зростає до другого півріччя 2013 р., а потім починає знижуватися. Початок цього зниження співпадає із завершенням процесу відкачування рідких радіоактивних відходів, що виконувався протягом 2013 р. Можна зробити висновок, що причиною такого зменшення концентрації тритію в свердловинах є роботи з ліквідації негативного впливу сховищ ТРВ №№ 5–7 на довкілля. Слід було очікувати, що відкачування призведе до зменшення концентрації тритію в усіх без винятку свердловинах, розташованих навколо сховищ №№ 5–7.

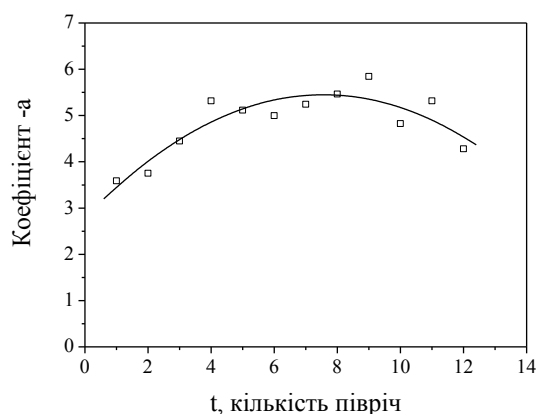


Рис.17. Залежність величини коефіцієнта кореляційного рівняння $-a$ від проміжку часу, що минув після початку досліджень. Проміжок часу між відборами проб становив 6 місяців

Для того, щоб проаналізувати результат впливу відкачування РРВ, в табл. №3 зібрано дані за шість років щодо «брудних» свердловин 1НЗ, 2НЗ, 3НЗ, 5НЗ та 6НЗ. Побудовано графіки залежності концентрації тритію в пробах води, відібраних з цих свердловин, від часу відбору проб. Інтервал відбору проб становив шість місяців.

На рис. 18 показано, що концентрація тритію в свердловині № 6 спочатку зростає до 2014 р., а потім починає знижуватися. Подібний хід результуючої кривої характерний не лише для свердловини № 6, але й для свердловин 1НЗ, 2НЗ та 3НЗ.

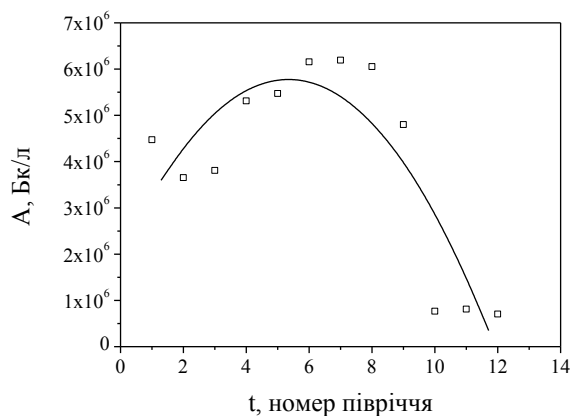


Рис.18. Концентрація тритію в свердловині 6НЗ залежно від часу відбору проб

**Таблиця 3. Залежність концентрації тритію в свердловинах
1НЗ, 2НЗ, 3НЗ, 5НЗ, 6НЗ від часу відбору проб**

№№	Півріччя	Концен- трація тритію в свердло- вині 1НЗ	Концен- трація тритію в свердло- вині 2НЗ	Концен- трація тритію в свердло- вині 3НЗ	Концен- трація тритію в свердло- вині 5НЗ	Концен- трація тритію в свердло- вині 6НЗ
1	2-е півріччя 2009 р.	—	68270	343089	98694	4471735
2	1-е півріччя 2010 р.	—	74440	331560	122146	3651973
3	2-е півріччя 2010 р.	18521	72006	237449	165545	3809865
4	1-е півріччя 2011 р.	—	105380	339718	243153	5311453
5	2-е півріччя 2011 р.	—	116908	350437	306710	5472136
6	1-е півріччя 2012 р.	—	123149	317094	444043	6155071
7	2-е півріччя 2012 р.	37413	136843	278832	465501	6192925
8	1-е півріччя 2013 р.	39500	154122	242333	525997	6055871
9	2-е півріччя 2013 р.	42113	121015	159181	527947	4798606
10	1-е півріччя 2014 р.	33939	83045	323917	810792	766946
11	2-е півріччя 2014 р.	22478	81584	251590	1294919	811835
12	1-е півріччя 2015 р.	21277	75704	243485	1987716	703511

Примітка: Значення концентрації тритію в таблиці бралися як середні за шість місяців

Для детальнішої характеристики поведінки свердловини № 6 на часовому відтинку з вересня 2013 р. до кінця 2014 р. ми зібрали дані за 16 місяців з інтервалом один місяць між послідовними відборами проб.

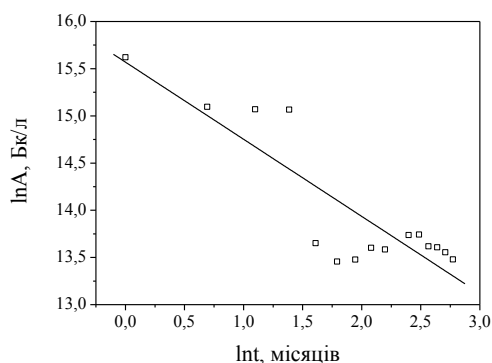


Рис. 19. Концентрація тритію в пробах, відібраних зі свердловини № 6 на території ПЗРВ, залежно від проміжку часу, який минув після відкачування РАВ зі сховищ № 5 та № 6 і до часу відбору проб. Проміжок часу між відборами проб становив 1 місяць.

$$y = -0,81718 \cdot x + 15,5697; r = -0,87392$$

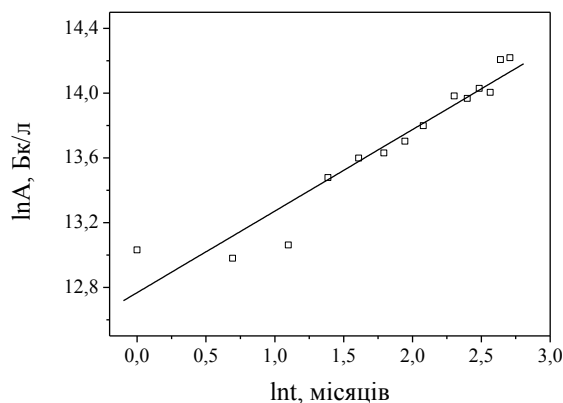


Рис. 20. Концентрація тритію в пробах, відібраних зі свердловини № 5 на території ПЗРВ, залежно від проміжку часу, який минув після відкачування РАВ зі сховищ № 5 та № 6 і до часу відбору проб. Проміжок часу між відборами проб становив 1 місяць.

$$y = 0,5036 \cdot x + 12,7678; r = 0,95926$$

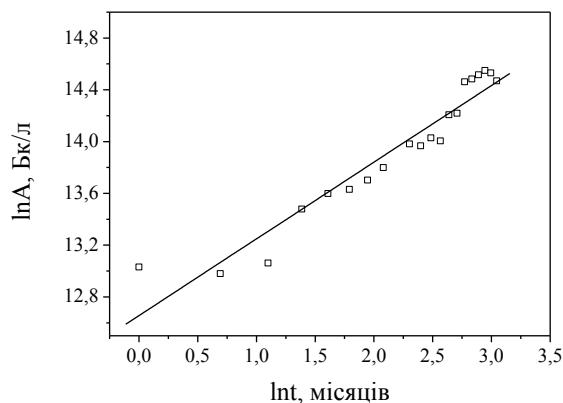


Рис. 21. Концентрація тритію в пробах, відібраних зі свердловини № 5 на території ПЗРВ КДМСК, залежно від проміжку часу, який минув після відкачування РАВ зі сховищ №5 та №6 до часу відбору проб. Проміжок часу між відборами проб становив 1 місяць.

$$y = 0,5924 \cdot x + 12,65606; r = 0,96066$$

На цьому проміжку часу величина A (концентрація тритію в свердловині) знизилася від 6000000 до 700000 Бк/л, тобто більш ніж у 8 разів. Лінійний кореляційний аналіз поведінки шостої свердловини за цей період показано на рис. 19. Концентрацію тритію в пробах води, відібраних з цієї свердловини на приведеному вище відтинку часу, може бути розраховано за допомогою рівняння $\ln A = -0,8172 \ln t + 15,5697$, причому коефіцієнт кореляції $r = -0,87392$.

З іншого боку, якщо поглянути на залежність концентрації тритію в свердловині № 5 від часу, який минув після відкачування РРВ, то, на відміну від свердловини № 6, ми спостерігаємо тут збільшення концентрації тритію з часом.

Кореляційний аналіз даних щодо свердловини № 5 (рис. 20) показав, що це збільшення відбувається за експоненціальним законом: $\ln A = 0,5036 \ln t + 12,7678$, з коефіцієнтом кореляції $r = 0,9593$. Починаючи з жовтня 2013 р., через 15 місяців після відкачування РРВ, концентрація тритію в свердловині № 5 зросла більш ніж утричі. Якщо врахувати дані щодо свердловини № 5 за 1-е півріччя 2015 р., то збільшення концентрації в ній описуватиметься іншим кореляційним рівнянням: $\ln A = 0,5924 \ln t + 12,6561$ із коефіцієнтом кореляції $r = 0,96066$ (рис. 21).

Таким чином, якщо відкачування рідких радіоактивних відходів в одній свердловині призводить до зменшення концентрації тритію, то в іншій свердловині все відбувається навпаки. Тобто можна було б зробити висновок, що концентрація тритію в свердловині № 5 збільшується за рахунок її зменшення в свердловині № 6. Проте, якщо поглянути на динаміку зміни концентрації тритію в свердловині № 5 протягом шести років (2009–2015 рр.), збільшення концентрації тритію в цій свердловині відбувається за експоненціальним законом $\ln A = 1,1210 \ln t + 11,0302$ з коефіцієнтом кореляції $r = 0,9336$ незалежно від того, відбувалося відкачування РРВ чи ні (рис. 22).

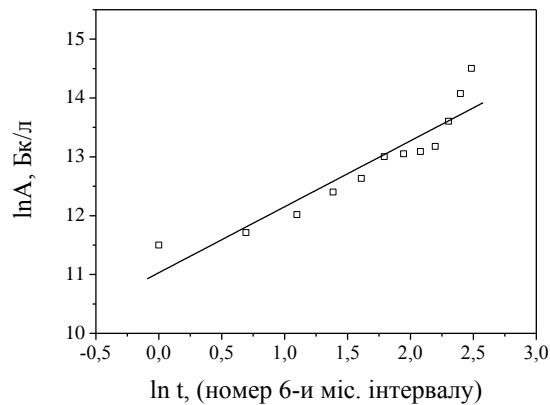


Рис. 22. Концентрація тритію в пробах, відібраних зі свердловини № 5 на території ПЗРВ, залежно від проміжку часу, який минув від початку виконання вимірів (2-е півріччя 2009 р).
Проміжок часу між відборами проб становив 6 місяців.

$$y = 11,03021 + 1,12096 \cdot x; r = 0,93363$$

Якщо побудувати графік залежності концентрації тритію в свердловині № 5 від часу відбору проб не в білогарифмічних координатах, а в координатах концентрації тритію як функції від часу (рис. 23), то видно, що за останні два роки спостерігається швидке зростання координати Y. Якщо надалі зростання концентрації тритію в свердловині № 5 прискорюватиметься, то можна зробити висновок, що десь існує ще одне джерело забруднення свердловини № 5.

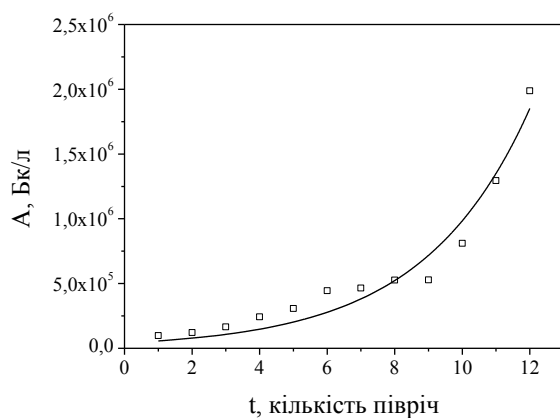


Рис. 23 Концентрація тритію в свердловині № 5 залежно від часу відбору проб

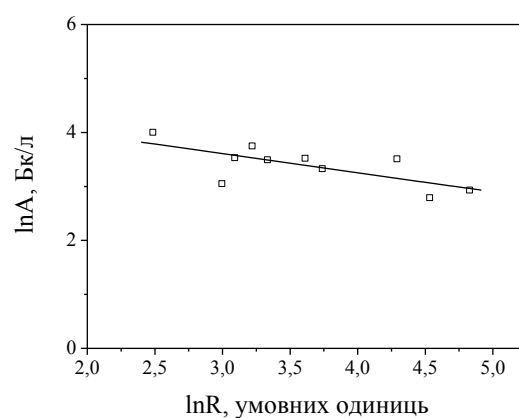


Рис. 24 Концентрація Калію-40 в пробах води, відібраних у першому півріччі 2015 р. зі свердловин на території ПЗРВ, залежно від відстані до центру сховища ТРВ № 6.
 $y = -0,35422 \cdot x + 4,67109; r = -0,7052$

У 2013 р. під час дослідження залежності концентрації тритію в березовому соку від відстані до центру забруднення було виявлено, що береза, позначена на рис. 1 як КТ 6 поблизу сховища ТРВ № 10, показала концентрацію тритію в пробі близько 60000 Бк/л [10]. Це значення концентрації тритію було на той час на порядок вищим, аніж в усіх інших пробах березового соку. Дерево знаходиться на незначній відстані як від сховища ТРВ № 10, так і від свердловини № 5. Це могло б вказувати на те, що причиною швидкого зростання концентрації тритію в пробах води свердловини може бути негерметичність сховища № 10 або комплексу сховищ №№ 8–10.

Метод лінійного кореляційного аналізу може бути корисним не лише під час дослідження особливостей поведінки тритію на території спецкомбінату. Інші радіонукліди також можуть бути джерелом забруднення як самого майданчика ПЗРВ ДСП «Київський ДМСК», так і довкілля. Для початку дослідження ми вибрали калій-40, який є гамма-випромінювачем. Він належить до природних радіонуклідів. У надлишковій кількості він може також бути забруднювачем.

На рис. 24 представлено дані щодо залежності концентрації калію-40 в пробах води, відібраних зі свердловин на ПЗРВ ДСП «Київський ДМСК», від відстані до центра сховища № 6 як центра забруднення майданчика ДСП «Київський ДМСК». Концентрація цього радіонукліда описується кореляційним рівнянням $\ln A_i = -0,35422 \ln R_i + 4,6711$ з коефіцієнтом кореляції $r = -0,79052$. Такий коефіцієнт кореляції є досить низьким для бінарної залежності. Тангенс кута нахилу для цієї функції є незначним. Можна зробити висновок, що забруднення калієм-40 майданчика спецкомбінату перебуває на рівні фонових значень і не становить небезпеки для довкілля.

Висновки

1. Запропоновано методи математичного опису особливостей поширення тритію територією ПЗРВ ДСП «Київський ДМСК».
2. Поширення тритію при дослідженнях снігу, березового соку та повітря підпорядковується фактору R^{-2} .
3. Показано, що при дослідженні проб води зі спостережних свердловин концентрація тритію знижується пропорційно множнику від $R^{-3,5}$ до $R^{-5,8}$.
4. Отримані дані дають змогу оцінити концентрацію тритію в тих місцях, де немає контрольних свердловин щодо березового або кленового соку.
5. Отримані дані кореляційного аналізу дають змогу планувати подальші експерименти щодо вивчення шляхів міграції радіонуклідів у різному середовищі.
6. Наприкінці 2013 р. силами ДСП «Київський ДМСК» виконано відкачування накопиченої вологи на ТРВ №№ 5–7. Радіологічними лабораторіями СРБ ДСП «Київський ДМСК» й ЦСРБ та ОНС ДК «УкрДО «Радон» здійснено дослідження динаміки зменшення активності тритієвих проб води, відібраних зі спостережних свердловин. Показано особливості зміни концентрації тритію в різних свердловинах після відкачування з часовою та просторовою координатами.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Андрієвський В. З., Фурман Л. А. Щорічний звіт про безпеку провадження діяльності з переробки та зберігання РАВ за період з 01.01.2003 р. по 01.01.2008 р. / Міністерство України з питань надзвичайних ситуацій та у справах захисту населення від наслідків Чорнобильської катастрофи, ДК «УкрДО «Радон». – К., 2008. – С. 1–6.
2. Мельниченко В. П., Свідерський В. О., Клянін О. М. та ін. Історія створення та розвитку системи поведінки з радіоактивними відходами в Україні / Державне агентство України

- з управління зоною відчуження, ДК «УкрДО «Радон», ДП «НТЦ КПрВ». – К., 2012. – С. 43–45.
3. *Сергеенко Н. Т., Баранов В. Т., Шехтман Л. М., Гришняков Ю. Н.* Отчет о сооружении сети наблюдательных скважин за режимом подземных вод и состоянием грунтов в зоне аэрации (II этап). Пункт захоронения радиоактивных отходов, г. Киев, пос. Пирогово // Книга 1. Пояснительная записка с графическими приложениями. / Концерн «Укратомэнергопром». Киевский институт изысканий и исследований «Энергопроект». – К., 1993. – С. 1–4.
 4. *Дубровский В. И., Баранов В. Т., Шехтман Л. М., Шевченко В. И.* Отчет о сооружении сети наблюдательных скважин за режимом подземных вод на территории Пункта захоронения радиоактивных отходов (ПЗРО). Пункт захоронения радиоактивных отходов, г. Киев, пос. Пирогово // Рабочий проект. Книга 1 с картами гидрогипс и гидроизотерм по состоянию на 03.12.1992 г. – МСП проектно-конструкторского НИИ «Сантехэнергопроект». – К., 1992. – 16 с.
 5. *Усиков Ю. И., Старый В. П.* Измерение концентрации трития в воздухе производственных помещений Киевского ГМСК // М-ли наук.-техн. конф. «Проблеми поводження з радіоактивними відходами в Україні». IX Міжнародний виставковий форум «Технологія захисту – 2010». – К., 2010. – С. 95–99.
 6. *Дмитриев И. Г., Ефремова М. И., Полякова И. А., Старый В. П. и др.* Динамика изменения содержания трития в воде наблюдательных скважин КГМСК // М-ли наук.-техн. конф. «Проблеми поводження з радіоактивними відходами в Україні». X Міжнародний виставковий форум «Технологія захисту – 2011». – К., 2011. – С. 126–138.
 7. *Національний стандарт України ДСТУ ISO9698-2001 «Захист від радіації. Визначення об'ємної активності тритію. Метод підрахунку сцинтиляцій у рідкому середовищі (ISO9698:1989, ITD)».*
 8. *Усиков Ю. И., Перевозник В. А.* Отчет о замерах спектров энергетического распределения фотонного компонента излучения и вычисления концентрации радионуклидов в пробах Львовского спецкомбината, отобранных во 2-м квартале 2011 г. // Міністерство України з питань надзвичайних ситуацій та у справах захисту населення від наслідків Чорнобильської катастрофи. ДК «УкрДО «Радон». – К., 2011. – С. 1–7.
 9. *Ф. Ланге.* Корреляционная электроника: пер. с нем. Л. М. Миримова – Л.: Гос. союзн. изд-во судостроит. пром., 1963. – С. 27–29.
 10. *Дмитрієв І. Г., Євдокимов В. Г., Старий В. П., Старий С. В. та ін.* Оцінка витоку тритію із місць захоронення на території ПЗРВ ДСП «Київський ДМСК» // М-ли наук.-техн. конф. «Проблеми поводження з радіоактивними відходами в Україні». XIII Міжнародний виставковий форум «Технології захисту – 2014». – К., 2014. – С. 103–117.

**ОСОБЕННОСТИ МИГРАЦИИ ТРИТИЯ И ДРУГИХ РАДИОНУКЛИДОВ
НА ТЕРРИТОРИИ ПУНКТА ХРАНЕНИЯ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ
ГОСУДАРСТВЕННОГО СПЕЦИАЛИЗИРОВАННОГО ПРЕДПРИЯТИЯ «КИЕВСКИЙ
ГОСУДАРСТВЕННЫЙ МЕЖОБЛАСТНОЙ СПЕЦИАЛЬНЫЙ КОМБИНАТ»**

В. П. Мельниченко, В. П. Старый, Л. А. Фурман, М. С. Ходоровский

Представлено краткое описание места захоронения радиоактивных отходов. Поданы геологическая и гидрогеологическая характеристики сети наблюдательных скважин. Приведен объем информации относительно приборов и оборудования, а также описан метод исследования – метод корреляционного анализа, его преимущества и недостатки. За последние шесть лет собраны данные по концентрации трития в пробах воды, отобранных из наблюдательных скважин на территории Киевского спецкомбината. При исследовании проб воздуха, снега, березового сока и воды, отобранных из наблюдательных скважин, показаны особенности миграции радионуклидов в разных природных средах. Получены корреляционные зависимости изменения концентрации трития в пробах воды из наблюдательных скважин с изменением временной и пространственной координат.

Ключевые слова: миграция радионуклидов, корреляционный анализ, сеть наблюдательных скважин

**FEATURES MIGRATION OF TRITIUM AND OTHER RADIONUCLIDES IN THE
TERRITORY OF RADIOACTIVE WASTE STORAGE FATALITY
OF THE STATE SPECIALISED ENTERPRISES
«KYIV STATE INTER-REGIONAL SPECIALISED COMBINE»**

V. P. Melnychenko, V. P. Stariy, L. A. Furman, M. S. Khodorivskiy

The work presents a brief description repository siting for radioactive waste disposal. The geological and hydrogeological characteristics of the network of observation wells is given. Driven by the volume of information systems and equipment and described research method – the method of correlation analysis, its advantages and disadvantages. Over the past six years collected data on the concentration of tritium in water samples taken from observation wells in Kyiv specialised grup of enterprises. When tested air samples, snow, birch sap and water samples taken from observation wells, showing features of radionuclide migration in different natural enviroments. Correlations changes in the concentration of tritium in water samples from observation wells with temporal and spatial coordinates were obtained.

Keywords: migration of radionuklides, correlation analysis, the network of observation wells

КОМПЛЕКСНА ОЦІНКА РАДІАЦІЙНОЇ ОБСТАНОВКИ НА МАЙДАНЧИКУ БУДІВНИЦТВА ЦЕНТРАЛІЗОВАНОГО СХОВИЩА ВІДПРАЦЬОВАНОГО ЯДЕРНОГО ПАЛИВА НА ТЕРИТОРІЇ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ

**Л. І. Павловський, Д. В. Городецький, А. О. Холодюк, В. В. Деренговський, В. В. Єгоров,
І. А. Литвин, Є. П. Люшня, М. І. Павлюченко, В. Ен-І. Хан**

Інститут проблем безпеки АЕС НАН України

Надано комплексну оцінку радіаційної обстановки на ділянці будівництва Централізованого сховища відпрацьованого ядерного палива на території Чорнобильської зони відчуження. Ця оцінка включає в себе показники забруднення ґрунтово-рослинного покриву та приземного шару атмосфери. Показано, що деревна рослинність та верхній 20-сантиметровий шар ґрунту, які видалятимуться під час підготовки майданчика до будівництва, не належать до категорії радіоактивних відходів.

Ключові слова: радіаційна обстановка, Централізоване сховище відпрацьованого ядерного палива, Чорнобильська зона відчуження

Вступ

Централізоване сховище відпрацьованого ядерного палива (ЦСВЯП) водо-водяних енергетичних реакторів (ВВЕР) атомних електростанцій України – важливий стратегічний об’єкт для реалізації проекту побудови національного замкненого ядерного циклу. З огляду на його значну потенційну небезпеку для навколишнього середовища й тривалий термін експлуатації (до 100 років) сховище буде розміщено в центральній частині території зони відчуження та зони безумовного (обов’язкового) відселення – ЗВіЗБ(О)В.

Будівельний майданчик ЦСВЯП характеризується відносно високим фоновим рівнем техногенного (аварійного) радіоактивного забруднення ґрунтово-рослинного покриву, що потребує виконання певних заходів для забезпечення прийняттого рівня радіаційної безпеки будівельників та експлуатуючого персоналу сховища.

З метою визначення можливості утворення радіоактивних відходів (РАВ), а також прогнозу потенційного опромінення персоналу й динаміки радіаційної обстановки під час підготування ділянки під будівництво ЦСВЯП було здійснено дослідження її основних параметрів.

Об’єкти й методи

Характеристика ділянки

Майданчик будівництва ЦСВЯП знаходиться на відстані 12 км у південно-східному напрямку від аварійного блоку ЧАЕС в межах першої (10-кілометрової) радіаційно-режимної зони ЗВіЗБ(О)В [1] і має такі географічні координати: 51°19'30" північної широти і 29°56'40" східної довготи.

Майданчик розміщено на сухому піщаному плато вододілу р. Прип’ять та її притоки – р. Уж. Абсолютні позначки поверхні становлять від 139,0 до 144,4 м.

Ділянка, яка досліджувалася, має близьку до прямокутника форму (приблизно 350×800 м) і вкрита лісом – зрідженими штучними насадженнями сосни звичайної 35–40-річного віку. Підлісок і трав'яний покрив на ділянці нерозвинуті (рис. 1).

Роботи з підготовки ділянки для будівництва ЦСВЯП передбачатимуть таку послідовність технологічних операцій [2]:

- створення протипожежної мінеральної смуги по периметру ділянки;
- зведення лісу на ділянці;
- видалення решток рослинності за межі ділянки (трелювання стовбурів дерев, викопування пеньків і видалення гілок);
- видалення верхнього (органічного) шару ґрунту (до 20 см) за допомогою грейдера;
- вирівнювання (планування) поверхні ділянки.

Виконання вказаних вище технологічних операцій буде супроводжуватися утворенням радіоактивних аерозолів (пилу), що потребує контролю та гарантування радіаційної безпеки робочого персоналу й навколишнього середовища.

Визначення параметрів показників радіаційної обстановки

Для планування заходів із протирадіаційного захисту робочого персоналу під час підготовки майданчика до будівництва ЦСВЯП визначалися параметри показників радіаційної обстановки, наведені нижче.



Рис. 1. Штучні лісові насадження сосни звичайної на майданчику, де заплановано будівництво ЦСВЯП

Потужність еквівалентної дози гамма-опромінення

Потужність еквівалентної дози (ПЕД) визначалася на висоті 1,0 і 0,1 м над поверхнею ґрунту за допомогою дозиметра-радіометра МКС-07. Точки вимірювань визначались на місцевості за сіткою 25×25 м.; у місцях, що характеризувались підвищеними значеннями ПЕД (більші за середнє значення) або значною неоднорідністю їх (північна частина ділянки будівництва), – за сіткою 10×10 м.

Дані ПЕД також буде використано для виявлення найбільш забруднених ділянок на майданчику будівництва ЦСВЯП із метою планування заходів з радіаційної безпеки, а також для розрахунків доз опромінення персоналу на початкових етапах підготовки майданчика до будівництва.

Забруднення ґрунтового покриву. Визначалися показники щільності поверхневого забруднення ґрунту, а також питома активність і вертикальний розподіл запасу основних дозотвірних радіонуклідів – ^{90}Sr та ^{137}Cs . Для визначення цих показників із ґрунтових розрізів відбиралися зразки ґрунту певного об'єму з таких шарів: лісова підстилка, 0–5, 5–10, 10–20, 20–30, 30–50 і 50–100 см. Зразки ґрунту транспортувалися до аналітичної лабораторії Інституту проблем безпеки (ІПБ) АЕС (м. Чорнобиль), де їх висушували, зважували та готували до аналізу.

Аналіз зразків ґрунту на питому активність ^{137}Cs виконувався на сцинтиляційному гамма-спектрометричному комплексі з блоком детектування БДЕГ-20Р2 за методикою вимірювань МВІ-ОЯРБ-002-03 (свідчення про атестацію № 20/040148 від 05.03.2003). Мінімальна активність, яку може бути визначено, для обраної геометрії зразка становила 0,5 Бк на пробу.

Аналіз зразків ґрунту на питому активність ^{90}Sr виконувався радіохімічним методом за методикою вимірювань МВІ-ОЯРБ-001-03 (свідчення про атестацію № 20/040149 від 05.03.2003). Бета-радіометричні вимірювання ^{90}Sr виконувалися на радіометрі РУБ-01П з блоком детектування БДЖБ-06П1. Мінімальна активність, що детектується, для обраної геометрії зразка становила 0,8 Бк на пробу.

Також у польових умовах визначалася щільність потоку поверхневого забруднення (ЩППЗ) ґрунту бета-активними нуклідами за допомогою дозиметра-радіометра МКС-07. Вимірювання виконувалося на висоті ~5 см над поверхнею ґрунту після попереднього видалення лісової підстилки. Точки вимірювань визначалися на місцевості за сіткою 50×50 м.

Забруднення повітря. Забруднення повітря визначалося за методикою, прийнятою в ДСП ЧАЕС [3], шляхом прокачування певної кількості повітря через фільтр марки АФА-РСП-20 ДР 1,8-30 за допомогою переносної аспіраційної установки Н-810 DC.

Точки виконання досліджень вибиралися консервативно в місцях найбільшого потенційного забруднення повітря – на узбіччі лісового масиву, де на забруднення повітря мають вплив рух автотранспорту та підняття пилу з відкритої поверхні ґрунту.

Висота забору повітря – 1,0 м над поверхнею ґрунту, час експозиції – 1 год., об'єм повітря – 15 м³.

Після експозиції фільтри аналізувалися на вміст ^{137}Cs , $^{90}\text{Sr}+^{90}\text{Y}$ в лабораторії ЦРЗ ДСП ЧАЕС за допомогою радіометра КРК-1 із блоком детектування БДІБ-01.

Забруднення рослинності. Для характеристики радіоактивного забруднення рослинності (лісоматеріалів) на ділянці будівництва визначалися такі стандартні [1] показники, як ЩППЗ бета-активними нуклідами деревини та кори дерев, а також питома активність ^{137}Cs в деревині.

Визначення таких показників проводилося на контрольних деревах (усього 8 дерев), вибір яких здійснювався за результатами гамма-зйомки на ділянці – в місцях із порівняно найменшим, середнім та найбільшим забрудненням ґрунтів, і мало таку послідовність:

- визначення ЩППЗ бета-активними нуклідами кори дерев на висоті 1,0 м від поверхні ґрунту за допомогою дозиметра-радіометра МКС-01Р (повторюваність 4-кратна);
- визначення ЩППЗ бета-активними нуклідами поверхні деревини після видалення смужки кори (10–15 см) дерев на висоті 1,0 м від поверхні ґрунту за допомогою дозиметра-радіометра МКС-01Р (повторюваність 4-кратна);
- зрізання дерева на висоті 1,0 м над поверхнею ґрунту;
- визначення ЩППЗ бета-активними нуклідами деревини (на зрізі стовбура дерева) за допомогою дозиметра-радіометра МКС-01Р (повторюваність 4-кратна);

- відбирання зразку деревини (без кори), маса $\sim 0,5$ кг;
- підготовка до аналізу й аналіз зразків деревини на питому активність ^{137}Cs (повторюваність 2-кратна).

Аналіз на питому активність ^{137}Cs в деревині виконувався в лабораторії ІПБ АЕС (м. Чорнобиль) на сцинтиляційному гамма-спектрометричному комплексі з блоком детектування БДЕГ-20Р2 за методикою вимірювань МВІ-ОЯРБ-002-03 (свідоцтво про атестацію № 20/040148 від 05.03.2003). Мінімальна активність, яка детектується, для обраної геометрії зразка становила 0,6 Бк на пробу.

Систематизовану інформацію за результатами досліджень радіаційної обстановки на ділянці будівництва ЦСВЯП в 2014 р. надано в документі [2].

Аналіз отриманих результатів

ПЕД гамма-опромінення

Величини ПЕД на висоті 1,0 м над поверхнею ґрунту коливаються від 0,08 до 0,59 мкЗв/год із середнім ($n = 360$) значенням 0,37 мкЗв/год. Величини ПЕД на висоті 0,1 м над поверхнею ґрунту коливаються від 0,07 до 0,70 мкЗв/год, з середнім ($n = 360$) значенням 0,42 мкЗв/год.

Розподіл показників ПЕД на площі ділянки характеризується тенденцією до збільшення їх із півдня на північ (рис. 3 кольорової вкладки), що пояснюється розміщенням ділянки в напрямку, що перетинає південно-західний слід аварійних випадань 1986 р. [4].

Забруднення ґрунтового покриву

Дослідження ЩППЗ поверхні ґрунту ділянки бета-активними нуклідами показало, що цей показник змінюється від 3 до 120 част./см²·хв, а середнє значення ($n = 53$) становить 60 част./см²·хв. Згідно з величиною регіональних контрольних рівнів (КР) для показника ЩППЗ [1] забруднення ґрунту на ділянці будівництва не перевищує величину КР, які встановлені для території підприємств, що знаходяться в І та II радіаційно-режимних зонах і становлять відповідно 800 і 600 бета-част./см²·хв.

Аналіз результатів визначення питомої активності ^{137}Cs та ^{90}Sr в ґрунті показує, що активність, яка формує його радіоактивне забруднення, зосереджено у верхньому 10-сантиметровому шарі (табл. 1). Проте під час видалення верхнього (органічного) шару ґрунту за допомогою будівельної техніки (грейдера, бульдозера тощо), глибина шару, що видаляється, не може становити менш ніж 20 см із технічних причин.

Таким чином, під час видалення верхнього 20-сантиметрового шару ґрунту відбудеться його перемішування, а отримана маса ґрунту за своїм забрудненням не перевищить рівня вилучення для твердих радіоактивних відходів (РАВ), який визначено у п. 15.1.7 документа ОСПРБУ-2005 та становить для бета-активних і гамма-випромінюючих радіонуклідів 3-ї групи понад 10 кБк/кг. Тобто питома активність маси ґрунту, який видалятиметься з ділянки будівництва, становитиме від 0,8 до 3,3 кБк/кг за рахунок змішування з шарами менш забрудненого ґрунту (табл. 1).

Таблиця 1. Питома активність окремих шарів ґрунту на ділянці будівництва ЦСВЯП

№ №	Шар ґрунту, см	Питома активність ґрунту, кБк/кг		Сумарна активність 20-сантиметрового шару ґрунту після перемішування, кБк/кг
		¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	
1	Лісова підстилка	2100	2800	3,30
	0–5	7100	1800	
	5–10	350	220	
	10–20	110	150	
	20–50	10	20	
2	Лісова підстилка	7600	5300	2,20
	0–5	3900	1300	
	5–10	220	680	
	10–20	50	490	
	20–50	10	20	
3	Лісова підстилка	6300	4600	2,10
	0–5	3700	1300	
	5–10	430	320	
	10–20	130	180	
	20–50	20	70	
4	Лісова підстилка	8800	3300	1,20
	0–5	1300	900	
	5–10	360	410	
	10–20	210	360	
	20–50	20	60	
5	Лісова підстилка	5300	4700	1,10
	0–5	1500	800	
	5–10	280	290	
	10–20	90	150	
	20–50	50	< МДА	
6	Лісова підстилка	5400	1600	0,80
	0–5	1000	500	
	5–10	80	350	
	10–20	30	300	
	20–50	20	< МДА	

Примітка: З огляду на те, що маса 20-сантиметрового шару піщаного ґрунту становить від 250 до 300 кг/м², внесок лісової підстилки, маса якої зазвичай становить від 0,5 до 0,8 кг/м², в загальне забруднення ґрунту внаслідок його перемішування під час виконання ґрунтових робіт є несуттєвим; < МДА – отриманий результат менший за похибку приладу.

Забруднення повітря

Аналіз результатів визначення об'ємної активності приземного шару атмосфери на майданчику будівництва ЦСВЯП показує, що вони характерні для цього району (табл. 2).

Таблиця 2. Об'ємна активність повітря (Бк/м³) в районі майданчика будівництва ЦСВЯП

Об'ємна активність ¹³⁷ Cs, ⁹⁰ Sr+ ⁹⁰ Y в повітрі на майданчику ЦСВЯП	Об'ємна активність ¹³⁷ Cs в повітрі на відстані 1,1 км від майданчика ЦСВЯП (пункт автоматизованої системи контролю радіаційної обстановки (АСКРО) «Буряківка») [5]		
	мінімальна	середньорічна	максимальна
Від $2,3 \cdot 10^{-5}$ до $4,5 \cdot 10^{-5}$	$3,5 \cdot 10^{-6}$	$1,4 \cdot 10^{-4}$	$1,1 \cdot 10^{-3}$

Забруднення рослинності

Аналіз даних щодо радіоактивного забруднення компонентів рослинності на ділянці будівництва свідчить, що забруднення деревини контрольних дерев не має корелятивного зв'язку з показниками гамма-фону (на висоті 1 м) поруч із ним. Це вказує на нерівномірність («плямистість») розподілу радіоактивного забруднення ґрунту на території ділянки (табл. 3).

Таблиця 3. Радіоактивне забруднення компонентів рослинності на ділянці будівництва ЦСВЯП

№№	Гамма-фон, мкЗв/год	Поверхнєве забруднення компонентів рослинності, бета-част./см ² ·хв			Питома активність деревини, кБк ¹³⁷ Cs/кг
		стовбур дерева з корою	стовбур дерева без кори (окорений)	зріз стовбура дерева	
1	1,04	20	8	7	0,26
2	0,89	116	19	38	1,20
3	0,74	34	8	8	0,61
4	0,64	15	9	5	0,91
5	0,60	49	25	6	0,62
6	0,57	12	3	5	0,84
7	0,56	32	19	4	0,53
8	0,37	18	6	8	0,57

За даними табл. 3, лісоматеріали (стовбури дерев), що утворюються після зведення лісу на майданчику будівництва ЦСВЯП, за своїм забрудненням не перевищують рівень вилучення для твердих РАВ (понад 10 кБк/кг), який визначено в документі ОСПРБУ-2005.

Порівняння параметрів забруднення компонентів рослинності (табл. 3) з рівнями обмеженого звільнення продукції лісгосподарської діяльності в ЗВіЗБ(О)В показує, що вони в основному не перевищують межі цих значень за поверхневим забрудненням 100 бета-част./см²·хв та питомої активності ¹³⁷Cs в деревині 1 кБк/кг [1].

Таким чином, лісоматеріали, які буде отримано після зведення лісу на майданчику будівництва, можуть використовуватися в господарській діяльності за умови первинної обробки їх і суворого радіаційного контролю.

Висновки

1. Розподіл величини потужності еквівалентної дози на ділянці будівництва ЦСВЯП характеризується збільшенням у північному напрямку. При цьому величина ПЕД (на висоті 1,0 м) коливається від 0,08 до 0,59 мкЗв/год, із середнім значенням 0,37 мкЗв/год.

2. Щільність поверхневого забруднення ґрунту бета-активними радіонуклідами на ділянці будівництва ЦСВЯП становить від 3 до 120 част./см²·хв, що не перевищує контрольного рівня (600 бета-част./см²·хв), встановленого для підприємств на території II радіаційно-режимної зони ЗВіЗБ(О)В.

3. Маса ґрунту, які утворюватимуться внаслідок видалення верхнього (0–20 см) органічного шару для підготовки ділянки під будівництво споруд ЦСВЯП, будуть мати сумарну активність не більш ніж 3,3 кБк/кг і, відповідно, не належатимуть до категорії радіоактивних відходів.

4. Величина об'ємної активності ¹³⁷Cs в повітрі, виміряна в межах майданчика будівництва, є характерною для зазначеного району зони відчуження.

5. Лісоматеріали, які буде отримано після зведення лісу на ділянці будівництва ЦСВЯП, не належать до категорії РАВ і можуть використовуватися в господарській діяльності за умови первинної обробки (окорення) їх та суворого радіаційного контролю.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. *Основні контрольні рівні, рівні звільнення та рівні дії щодо радіоактивного забруднення об'єктів зони відчуження і зони безумовного (обов'язкового) відселення.* – К., 2008. – 11 с.
2. *Пояснительная записка. Строительство ЦХОЯТ реакторов ВВЭР АЭС Украины.* – Ч.1. – ППР. – Т. 16. – 571402.2 01.016 – ППР01. – К., ГП НАЭК «Энегтоатом», 2014. – 232 с.
3. *38Э-РБ Инструкция по контролю содержания альфа- и бета-активных аэрозолей в воздушной среде ЧАЭС.*
4. *Атлас карт Чернобыльской зоны отчужения.* – К., 1997.
5. *Кіреєв С. І., Дем'янович В. О., Смирнова К. І. та ін. Радіаційний стан на території зони відчуження у 2012 році // Проблеми Чернобыльской зоны отчужения.* – Вип. 11. – Чернобыль, 2013. – С. 18–37.

КОМПЛЕКСНАЯ ОЦЕНКА РАДИАЦИОННОЙ ОБСТАНОВКИ НА ПЛОЩАДКЕ СТРОИТЕЛЬСТВА ЦЕНТРАЛИЗОВАННОГО ХРАНИЛИЩА ОТРАБОТАННОГО ЯДЕРНОГО ТОПЛИВА НА ТЕРРИТОРИИ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ ЗОНЫ ОТЧУЖДЕНИЯ

Л. И. Павловский, Д. В. Городецкий, А. А. Холодюк, В. В. Деренговский, В. В. Егоров, И. А. Литвин, Е. П. Люшня, Н. И. Павлюченко, В. Ен-И. Хан

Институт проблем безопасности АЭС НАН Украины

Представлена комплексная оценка радиационной обстановки на площадке строительства Централизованного хранилища отработанного ядерного топлива на территории Чернобыльской зоны отчуждения. Эта оценка включает в себя показатели загрязнения почвенно-растительного покрова и приземного слоя атмосферы. Показано, что древесная растительность и верхний 20-сантиметровый слой почвы, которые будут удаляться при подготовке площадки к строительству, не относятся к категории радиоактивных отходов.

Ключевые слова: радиационная обстановка, Централизованное хранилище отработанного ядерного топлива, Чернобыльская зона отчуждения

**COMPLEX ASSESSMENT OF RADIATION SITUATION AT CONSTRUCTION SITE
CENTRALIZED STORAGE FACILITY FOR SPENT NUCLEAR FUEL
IN THE CHERNOBYL EXCLUSION ZONE**

**L. I. Pavlovsky, D. V. Gorodetsky, A. A. Kholodyuk, V. V. Derengovsky, V. V. Egorov,
I. A. Litvin, E. P. Lushnja, N. I. Pavlyuchenko, V. E. Khan**

Institute for Safety Problems of NPP NAS Ukraine

It presents a comprehensive assessment of the radiation situation on the construction site a centralized repository for spent nuclear fuel in the Chernobyl exclusion zone, which includes indicators of contamination of soil and vegetation and the atmospheric boundary layer. It is shown that the woody vegetation and the upper 20-cm layer of soil that will be removed when preparing the site for construction, are not classified as radioactive waste.

Keywords: radiation situation, CSSNF, the Chernobyl exclusion zone

ПРОБЛЕМИ ВИЗНАЧЕННЯ ПРОЕКТНИХ КОНТРОЛЬНИХ РІВНІВ ПОКАЗНИКІВ РАДІАЦІЙНОЇ ОБСТАНОВКИ НА РОБОЧИХ МІСЦЯХ ПІД ЧАС ПРОЕКТУВАННЯ РОБІТ НА ОБ'ЄКТІ «УКРИТТЯ»

В. М. Рудько, Л. І. Павловський, А.О. Сизов, Д. В. Городецький, А. О. Холодюк

Інститут проблем безпеки АЕС НАН України

На підставі досвіду будівельно-монтажних робіт в умовах об'єкта «Укриття» представлено способи визначення проектних контрольних рівнів показників радіаційної обстановки на робочих місцях під час проектування будівництва східної та західної стін огорожувального контуру нового безпечного конфайнмента.

Ключові слова: об'єкт «Укриття», новий безпечний конфайнмент, огорожувальний контур, проектні контрольні рівні

Вступ

Відповідно до вимог п. 14.6.4 документа СПРБ-ОУ [1] для забезпечення протирадіаційного захисту персоналу під час виконання будівельно-монтажних робіт, запроектованих на об'єкті «Укриття» (ОУ), встановлюються проектні контрольні рівні (ПКР) радіаційної безпеки. За напрямом застосування ПКР поділяються на дві групи:

- ПКР для окремих стандартних (для умов ОУ) робіт, операцій і маршрутів пересування;

- ПКР реагування для нових або нестандартних робіт, операцій і маршрутів.

Під час проектування окремих стандартних робіт і операцій, які вже виконувались на ОУ, як правило, у приміщеннях 2-ї та 3-ї підзони (приміщення обмеженого й необмеженого перебування персоналу під час робочої зміни) в межах зони суворого режиму (ЗСР) ОУ [2] як ПКР застосовуються вже встановлені на ОУ експлуатаційні контрольні рівні (КР) радіаційної безпеки [3].

Під час проектування нових або нестандартних будівельних операцій, а також у разі, якщо зони виконання робіт (ЗВР) знаходяться у неосвоєних приміщеннях або приміщеннях, які не обслуговуються (1-а підзона) [2] та мають складну радіаційну обстановку, встановлюються спеціальні ПКР реагування [1]. Основною метою застосування їх є контроль потенційно можливого перевищення проектних параметрів дозиметричної обстановки в ЗВР під час виконання робіт. При цьому ПКР реагування повинні застосовуватися для двох груп показників, що характеризують радіаційно-гігієнічні умови праці під час виконання запроектованих робіт:

- сумарної колективної ефективної дози (КЕД) опромінення персоналу;
- показників радіаційної обстановки в ЗВР і на шляхах доступу до них.

Проектні контрольні рівні реагування для сумарної КЕД опромінення встановлюються для конкретних технологічних операцій в окремих ЗВР, а також для всього проекту в цілому на підставі розрахунків індивідуальних доз опромінення, що відповідають параметрам радіаційної обстановки в ЗВР. При цьому контроль неперевищення встановленої величини ПКР КЕД у процесі виконання робіт підтверджуватиметься відповідність поточної радіаційної обстановки проектним параметрам. Методи розрахунку ПКР КЕД у цій роботі не розглядаються.

ПКР реагування для показників радіаційної обстановки в ЗВР і на шляхах доступу до них встановлюється для потужності дози (ПД) гамма-випромінювання, для забруднення альфа- та бета-активними нуклідами робочих поверхонь та обладнання, а також повітря в конкретних ЗВР.

При цьому метод розрахунку ПКР реагування, який наведено в п. 7.2.7 документа СПРБ-ОУ [1], засновано на даних проектних параметрів радіаційної обстановки в ЗВР. У разі, якщо точний прогноз радіаційної обстановки з будь-яких причин утруднено, встановлення величин ПКР, що не відповідають реальним умовам, може призвести до невиправданого підвищення вартості робіт (за рахунок запланованого збільшення трудовитрат, застосування засобів індивідуального захисту (ЗІЗ) більш високого ступеня захисту тощо) або до підвищення ризику понаднормативного опромінення персоналу.

Коректний розрахунок проектних параметрів радіаційної обстановки (і, відповідно, розрахунок ПКР) може бути утруднено через такі обставини:

- значну неоднорідність просторового розподілу радіаційних полів і радіоактивного забруднення робочих поверхонь у ЗВР, яка сягає в окремих випадках кількох порядків величини та більше;
- приблизну оцінку радіаційної обстановки в зв'язку зі значним потенційним опроміненням персоналу під час виконання детальніших досліджень (що суперечить принципу оптимізації протирадіаційного захисту);
- високу ймовірність негативної динаміки радіаційної обстановки під час виконання робіт (переважно внаслідок значного утворення пилу та вторинного забруднення робочих поверхонь, появи нових джерел опромінення тощо).

У зв'язку із зазначеними вище обставинами цю роботу присвячено проблемам і способам визначення ПКР реагування під час проектування нестандартних робіт в ОУ для ЗВР, що характеризуються складною радіаційною обстановкою, на прикладі проекту будівництва східної та західної стін огорожувального контуру нового безпечного конфайнмента (ОК НБК).

Визначення проектних контрольних рівнів показників радіаційної обстановки під час проектування огорожувального контуру НБК

Потужність дози опромінення

Результати передпроектних досліджень показують, що ЗВР із будівництва східної та західної стін ОК НБК знаходяться в межах приміщень, які є неосвоєними або не обслуговуються (1 підзона) й характеризуються значною неоднорідністю поля гамма-випромінювання у просторі. Широка амплітуда варіювання показників потужності дози опромінення (ПД) в ЗВР, що частково пояснюється відносно великими розмірами робочих ділянок, суттєво ускладнює встановлення ПКР, величина яких повинна бути адекватною дозиметричній обстановці.

Під час проектування робіт із початкового етапу перетворення ОУ на екологічно безпечну систему (проект зі стабілізації конструкцій ОУ) контрольний рівень величини ПД встановлювався як середнє значення цієї величини в ЗПР. Однак практика показала, що при задовільному збігу проектних і реальних значень ПД спостерігалася значна кількість випадків перевищення встановлених проектом величин КР, що потребувало застосування додаткових заходів з радіаційного захисту [4].

З огляду на зазначений вище досвід та рекомендації, отримані на етапі попереднього розгляду проектних рішень із радіаційної безпеки спеціалістами ДНТЦ ядерної та радіаційної безпеки, НДІ радіаційного захисту та КСК під час проектування будівництва нової вентиляційної труби, величину ПКР реагування було встановлено вже на рівні максимальних значень ПД, отриманих на етапі передпроектних досліджень у конкретних ЗВР. Під час реалізації цього проекту виявилось, що приблизно у 80%

випадків спостерігалось перевищення проектних середніх значень ПД в ЗВР [5]. Випадки перевищення проектних середніх значень ПД в ЗВР пояснюються різними об'єктивними причинами, а саме: зміною проектних рішень, несвоєчасним видаленням РАВ із ЗВР та ін. З огляду на вказані вище об'єктивні причини в цілому це свідчить про доцільність такого способу встановлення величини ПКР реагування під час проектування нових або нестандартних радіаційно небезпечних робіт на ОУ як найбільш прийнятної, але з обов'язковим уточненням їхніх значень на етапі розроблення документа «Проект виконання робіт» (ПВР).

Відповідно до цього під час проектування східної та західної стін ОК НБК [6] величина ПКР реагування для ПД опромінення також установлювалася на рівні максимальних значень цього показника, зафіксованих передпроектними дослідженнями.

З метою оптимізації протирадіаційного захисту персоналу в таких ЗВР, де амплітуда величини ПД може становити 10 та більше разів, величини ПКР повинні відповідати умовам окремих конкретних ділянок у ЗВР, а також диференціюватися за видами робіт. Наприклад, величина ПКР в умовах складної радіаційної обстановки для кранівника, такелажника й монтажника відрізнятимуться залежно від параметрів радіаційної обстановки на їхніх робочих місцях. Така диференціація величини ПКР виконується вже на етапі робочого проекту з подальшою деталізацією під час складання ПВР та ін.

Згідно з [7] для розрахунку доз поточного й потенційного опромінення всі запроєктовані роботи має бути розподілено на укрупнені робочі епізоди (амплітуда величин ПД в яких становить менш ніж 10 разів). У разі, якщо індивідуальна доза поточного опромінення, розрахована на підставі розбиття запроєктованих робіт на укрупнені робочі епізоди, перевищує 1 мЗв за зміну, необхідно розбити запроєктовані роботи на деталізовані робочі епізоди, амплітуда величин ПД в яких становить менш ніж 3 рази. Однак практика виконання робіт на ОУ показує, що така методика не завжди дає оптимальні результати. Для визначення місць, де треба здійснювати розбиття ЗВР на окремі ділянки, можна скористатися методом, наведеним нижче.

На етапі безпосереднього виконання запроєктованих робіт існує імовірність виявлення джерел із ПД, більшою за значення, визначені на етапі передпроектних досліджень. З метою дотримання одного з принципів протирадіаційного захисту, а саме принципу неперевищення, слід узяти до уваги, що при малих значеннях ПД потреби розбивати ЗВР на окремі ділянки (навіть при амплітуді величин ПД, що становить 10 разів та більше) немає, оскільки при таких значеннях ПД перевищення річного контрольного рівня сумарної індивідуальної дози опромінення не передбачається. Під малими значеннями ПД мають на увазі ті, які не перевищують величини КР для приміщень постійного перебування персоналу, що дорівнює 1,2 мР/год [13]. При перевищенні величин 1,2 мР/год виникає потреба розбиття ЗВР на окремі ділянки з урахуванням виду робіт.

На основі практики виконання робіт підрядними організаціями на ОУ для них, як правило, встановлюється разова змінна підвищена індивідуальна доза опромінення, що дорівнює 1 мЗв за зміну. В окремих випадках величина разової змінної підвищеної індивідуальної дози опромінення (за погодженням із керівництвом підрядної організації) може становити 3 мЗв за зміну, 5 мЗв за зміну або 10 мЗв за зміну. Знайдемо таку величину ПД, при якій протягом робочого дня може бути перевищено разову змінну підвищену індивідуальну дозу опромінення. Така величина має задовольняти нерівність (1):

$$ПД_{\max} \geq \frac{D_{\text{зм}}}{t} \quad (1)$$

де $D_{\text{зм}}$ – змінна підвищена індивідуальна доза опромінення.

В табл. 1 наведено значення величин PD_{max} з урахуванням нерівності (1), при яких може бути перевищено підвищену разову змінну індивідуальну дозу опромінення.

Таблиця 1. Значення ПД, при яких протягом робочого дня може бути перевищено разову змінну підвищену індивідуальну дозу опромінення

№№	$D_{зм}$, мЗв за зміну	PD_{max} , мР/год
1	1	22
2	3	66
3	5	110
4	10	220

Таким чином, при величинах ПД, що перевищують значення, наведені в табл. 1, потрібно розбити ЗВР на дрібніші ділянки.

Зазначену методику можна використати як при роботах на ОУ, так і при виконанні робіт на інших підприємствах, пов'язаних із впливом іонізуючого випромінювання. Наведені вище значення розраховано на основі досвіду проведення робіт на ОУ. Більш того, використовуючи нерівність (1), можна розрахувати величини ПД, які відповідатимуть конкретним запроектованим роботам.

Щільність поверхневого забруднення радіонуклідами

Метою встановлення ПКР реагування для поверхневого забруднення (ПЗ) робочих поверхонь є запобігання перевищення допустимих рівнів поточного зовнішнього та внутрішнього опромінення персоналу внаслідок утворення й міграції радіоактивних аерозолів (РА) під час виконання робіт за проектом у ЗВР зі складною радіаційною обстановкою.

Величина ПКР реагування встановлюється на підставі даних передпроектних досліджень ПЗ робочих поверхонь. Консервативно її встановлюють на рівні максимального значення ПЗ, виявленого під час дослідження.

Проте в умовах 1-ї підзони ОУ внаслідок об'єктивних причин априорі існує висока ймовірність перевищення їх під час виконання запроектованих робіт. До таких причин, зокрема, належить недостатня репрезентативність даних, отриманих під час дослідження ПЗ, та вплив інших факторів – вторинного забруднення робочих поверхонь унаслідок значного підняття пилу, застосування заходів з пилопригнітання та ін.

Недостатня репрезентативність даних пояснюється тим, що детальне обстеження великих площ робочих поверхонь в умовах високої інтенсивності полів гамма-випромінювання призведе до значних дозовитрат персоналу, що є невиправданим. Тому відбір зразків ПЗ виконується, як правило, в найбільш характерних місцях ЗВР і в обмеженій кількості. Крім того, на цьому етапі проектування відсутні відомості про точне розташування робочих місць у ЗВР, що теж зменшує ефективність застосування результатів передпроектних досліджень.

Внаслідок значного підняття пилу під час механічного впливу на забруднені поверхні відбувається вторинне забруднення їх, яке може на кілька порядків перевищувати величину первинного нефіксованого забруднення. Також значну похибку при визначенні, наприклад, нефіксованого ПЗ можуть вносити наслідки застосування заходів із фіксації пилу, що широко застосовуються на ОУ, та інші чинники – роботи зі значним утворенням і накопиченням пилу (на окремих ділянках), зміна проектних рішень і т. ін.

Порівняльний аналіз проектних і реальних значень щільності ПЗ робочих поверхонь у ЗВР під час виконання робіт на ОУ [4, 5] показує, що у більшості випадків реальні значення істотно, інколи у десятки разів, перевищують запроектовані величини.

При цьому слід зауважити, що такі розбіжності не мали значного впливу на сумарну дозу зовнішнього та внутрішнього опромінення персоналу в зв'язку із використанням під час робіт сучасних ЗІЗ та ЗІЗ органів дихання, які зазвичай мають суттєвий (на кілька порядків величини) запас коефіцієнта захисту. Таким чином, консервативне встановлення величин ПКР реагування на рівні максимальних значень ПЗ, зафіксованих під час передпроектних досліджень у ЗВР зі складними радіаційними умовами, **потребує вдосконалення або зміни концепції застосування їх у зв'язку з неможливістю встановлення їхнього коректного значення.**

Основною причиною цього є суперечлива ситуація, яка виникла через низку об'єктивних причин, а саме:

- встановлення ПКР реагування щодо ПЗ під час проектування робіт є вимогою нормативного документа з радіаційної безпеки – СПРБ-ОУ [1];
- як показує аналіз даних моніторингу радіаційної обстановки під час виконання робіт, коректне встановлення величини ПКР реагування за даними передпроектних досліджень у більшості випадків неможливе;
- контроль такого динамічного показника, як ПЗ, безпосередньо під час виконання робіт є неефективним; об'єктивний контроль ПЗ можливий тільки перед початком виконання робіт;
- контроль (моніторинг) забруднення повітря під час виконання робіт є інформативнішим за показник ПЗ за ефективністю та можливістю вчасного реагування на негативну зміну радіаційної обстановки в ЗВР.

Таким чином, показник ПКР реагування (прогноз параметрів ПЗ в ЗВР) за своєю ефективністю поступається ПКР реагування для забруднення повітря й може використовуватися тільки для прийняття проектних рішень щодо планування заходів із радіаційної безпеки.

На наш погляд, **прийнятним способом** виходу з ситуації, що склалася, є встановлення величини ПКР реагування шляхом використання системи критеріїв для вибору ЗІЗ та ЗІЗ органів дихання, яка широко застосовується під час виконання робіт у ДСП ЧАЕС. Ці критерії являють собою порогові значення параметрів нефіксованого радіоактивного забруднення робочих поверхонь у ЗВР, які було визначено емпіричним шляхом через зв'язок із забрудненням повітря, й використовуються для встановлення ступеня протирадіаційного захисту персоналу в проектах SIP із 2006 р. до нинішнього часу [8, 9] (табл. 2).

Таблиця 2. Критерії забруднення робочих поверхонь у ЗВР для визначення рівня захисту персоналу

Ступінь захисту персоналу	Щільність нефіксованого поверхневого забруднення, част./($\text{см}^2 \cdot \text{хв}$)	
	альфа-част.	бета-част.
1	менш ніж 5	менш ніж 1000
2	від 5 до 50	від 1000 до 40000
3	понад 50	понад 40000

Експериментальним шляхом визначено, що нефіксоване ПЗ (яке може перейти у навколишнє середовище) в умовах ОУ в середньому становить 10% від загального ПЗ [10]. Таким чином, на основі критеріїв табл. 2 можна розрахувати (із застосуванням коефіцієнта запасу на проектування 2) відповідні цим критеріям величини ПКР реагування за загальним і нефіксованим ПЗ робочих поверхонь у ЗВР в умовах невизначеності динаміки радіаційної обстановки (табл. 3).

Таблиця 3. Проектні контрольні рівні (ПКР) реагування для забруднення робочих поверхонь у ЗВР

Дії в разі перевищення ПКР	Проектні контрольні рівні реагування		
	Нефіксоване поверхнєве забруднення, част./($\text{см}^2 \cdot \text{хв}$)		Загальне поверхнєве забруднення, бета-част./($\text{см}^2 \cdot \text{хв}$)
	альфа-част.	бета-част.	
Підвищення ступеня захисту ЗІЗ	5	1000	5000
	50	40000	200000

Порівнюючи одержані значення ПКР реагування із максимальними значеннями ПЗ, виявленими під час передпроектних досліджень, **на етапі проектування** можна в першому наближенні визначити ступінь захисту робочого персоналу, а під час реалізації проекту уточнити його залежно від динаміки поточних показників ПЗ, які повинні визначатися перед початком робочої зміни [11]. При цьому слід враховувати досвід попередніх робіт на ОУ, коли проектні значення ПЗ під час виконання робіт могли значно перевищуватися. В умовах невизначеності динаміки радіаційної обстановки у приміщеннях 1-ї підзони ЗСР ОУ такий підхід є цілком виправданим і забезпечить прийнятний рівень радіаційної безпеки.

Радіоактивне забруднення повітря

Основною метою встановлення ПКР радіоактивного забруднення повітря є використання цих значень для розрахунку КЕД та адекватного вибору ЗІЗ та ЗІЗОД при виконанні запланованих робіт у зонах із різним рівнем забруднення.

Основною проблемою встановлення величини ПКР реагування для радіоактивного забруднення повітря є те, що сьогодні не існує універсальної методики, за допомогою якої можна з достатньою точністю прогнозувати параметри радіоактивного забруднення повітря робочої зони під час виконання запроектованих робіт.

При проектуванні робіт з низьким рівнем радіоактивного забруднення визначення ПКР концентрації радіоактивних аерозолів (РА) в повітрі робочої зони можливе з використанням розрахункових моделей (приклад наведено нижче), тоді як під час проектування робіт з високим рівнем радіоактивного забруднення на ОУ можуть застосовуватися такі способи визначення ПКР концентрації РА в повітрі робочої зони:

- за прогнозом динаміки радіаційної обстановки в ЗВР під час виконання робіт;
- за даними моніторингу поточної радіаційної обстановки;
- на підставі досвіду проведення подібних робіт в аналогічних радіаційних умовах.

Обчислення значень прогнозованої концентрації РА в повітрі робочої зони за допомогою наявних методик, що базуються на вхідних даних з радіаційної обстановки в ЗВР, є досить складним через низку причин. Так, унаслідок виконання різних видів робіт, відповідно змінюються параметри радіаційної обстановки, що потребує використання відповідних значень коефіцієнтів для прогнозних розрахунків. Наприклад, коефіцієнт вторинного підняття пилу має широкий діапазон значень залежно від вихідних умов – радіологічної характеристики об'єкта впливу, способу й характеру виконання запроектованих робіт, поточних метеорологічних умов і т. ін. У зв'язку з інтегрованим впливом різних супутніх факторів точна величина коефіцієнта підняття пилу в більшості випадків є невизначеною.

Точні значення коефіцієнтів, які використовуються для прогнозування радіаційної обстановки, визначають дослідним шляхом, що можливе в умовах приміщень 2-ї та 3-ї підзони ЧАЕС. Проте для проектування робіт у складних радіаційних умовах (в неосвоєних приміщеннях) встановлення реальних значень цих коефіцієнтів експериментальним шляхом є неприйнятним через невиправдані значні дози опромінення персоналу, який має бути зайнятий в експериментальних дослідженнях.

Найприйнятнішим виходом із цієї ситуації є розроблення нових і вдосконалення наявних методик прогнозу забруднення повітря робочої зони, які враховують вплив багатьох чинників (радіаційну обстановку, різновид роботи тощо).

Встановлювати ПКР концентрації радіоактивних аерозолів у повітрі ЗВР на підставі поточної концентрації РА у повітрі некоректно, оскільки враховується лише значення вимірної (на етапі передпроектних досліджень) максимальної рівноважної концентрації РА без урахування різновиду та характеру запланованих робіт у радіоактивно забрудненій зоні.

В зв'язку з тим, що виконання робіт у зонах зі значним поверхневим забрудненням призводить до підняття радіоактивного пилу, внаслідок чого збільшується його концентрація в повітрі, використання методу визначення ПКР концентрації РА у повітрі робочої зони на основі поточної радіаційної обстановки призведе до суттєвого заниження величин ПКР. Це може стати причиною постійного перевищення їх (порушення радіаційної безпеки).

Визначення ПКР на підставі досвіду виконання аналогічних робіт в ОУ, на наш погляд, є найприйнятнішим способом його встановлення в сучасних умовах. Подібність робіт встановлюється за двома основними критеріями:

- різновидом роботи, що виконується;
- параметрами поверхневого забруднення в ЗВР.

Багаторічний досвід робіт в умовах ОУ свідчить, що різні види робіт у різних радіаційних умовах виконувалися практично на всіх ділянках ОУ. Використання цього досвіду дає можливість визначення ПКР за аналогією з уже виконаними роботами. Так, наприклад, при проектуванні ОК НБК для робіт на повітропроводі з суттєвим радіоактивним забрудненням, а саме в ЗВР на блоці В (позначки 19,500, 35,500, 43,000) та ВСРО (позначка 6,000) було прийнято ПКР, які становлять 67 Бк/м³. Такі значення було вибрано на підставі отриманих раніше даних при виконанні аналогічних робіт (пов'язаних із переносом повітропроводів) у приміщенні 551/2 у 2000 р. [12].

Приклад розрахунку ПКР концентрації РА для робіт у «чистій» зоні (приміщення 3-ї підзони) наведено нижче.

Беручи до уваги те, що в повітрі наявна суміш радіонуклідів, яка надходитиме в легені працюючого одночасно, треба враховувати внесок у дозу кожного радіонукліда через надходження до організму.

При визначенні допустимого рівня забруднення повітря слід враховувати математичну нерівність 5.2 з документа НРБУ-97:

$$\left\{ \begin{array}{l} \frac{E_{ext}}{DL_E} + \sum_i \frac{C_i^{inhal}}{PC_i^{inhal}} + \sum_i \frac{C_i^{ingest}}{PC_i^{ingest}} \leq 1 \\ \frac{H_{lens}}{DL_{lens}} \leq 1 \\ \frac{H_{skin}}{DL_{skin}} \leq 1 \\ \frac{H_{extrim}}{DL_{extrim}} \leq 1 \end{array} \right. \quad \begin{array}{l} (a) \\ (b) \\ (c) \\ (d) \end{array}$$

де: E_{ext} – ефективна доза зовнішнього опромінення;

DL_E – ліміт ефективної дози для категорії працюючих;

C_i^{inhal} – середньорічна об'ємна концентрація i -го радіонукліду в повітрі,

PC_i^{inhal} – допустима концентрація i -го радіонукліда в повітрі для категорії працюючих,

C_i^{ingest} – середньорічна об'ємна концентрація i -го радіонукліда у воді,

PC_i^{ingest} – допустима концентрація i -го радіонукліда у питній воді

Припускаючи, що зовнішнє опромінення є несуттєвим, а внутрішнє (за рахунок надходження радіонуклідів із продуктами харчування) відсутнє, можна розрахувати величину допустимого рівня радіонуклідів у повітрі. Також при цьому припускається, що пил у робочій зоні має таке ж саме співвідношення радіонуклідів, як і у середньо паливній суміші. У табл. 4 наведено склад суміші радіонуклідів та їхню допустиму (за нормативним документом НРБУ 97) концентрацію в повітрі для персоналу категорії А.

Таблиця 4. Радіонуклідний склад суміші та допустима концентрація радіонуклідів у повітрі для персоналу категорії А (РС_А)

Радіонуклід	Внесок у суміш, %	РС _А (за документом НРБУ-97)
⁹⁰ Sr	36,600	10
¹³⁷ Cs	44,000	60
²³⁸ Pu	0,307	0,03
²³⁹ Pu	0,273	0,03
²⁴⁰ Pu	0,447	0,03
²⁴¹ Pu	16,500	1
²⁴¹ Am	1,210	0,03

Використовуючи наведену вище нерівність 5.2 НРБУ-97, знайдемо таку сумарну концентрацію радіонуклідів A_v , за якої величина K в наступному рівнянні дорівнюватиме 1:

$$K := \sum_{n=0}^6 \frac{Conc_n}{PC_{A_n}} \cdot A_v$$

Розрахована таким чином величина A_v дорівнює 1,04 Бк/м³, тобто сумарна активність повітря не повинна перевищувати 1,04 Бк/м³.

Співвідношення та значення величин концентрацій у допустимій сумарній суміші для різних радіонуклідів наведено в табл. 5. Значення ПКР становить 70% від допустимих рівнів радіонуклідів у повітрі.

Таблиця 5. Співвідношення радіонуклідів і значення їхніх допустимих рівнів у повітрі

Радіонуклід	% у допустимій суміші	Допустимий рівень радіонуклідів у повітрі, Бк/м ³	ПКР у повітрі, Бк/м ³
⁹⁰ Sr	3,81	0,381	0,266
¹³⁷ Cs	0,76	0,457	0,322
²⁴¹ Pu	17,16	0,171	0,120
²³⁸ Pu	10,64	0,003	0,002
²³⁹ Pu	9,46	0,003	0,002
²⁴⁰ Pu	15,50	0,005	0,003
²⁴¹ Am	41,95	0,013	0,009
Сума	100,00	—	0,728

Допустимі рівні радіонуклідів у повітрі (табл. 4) може бути використано як рівні порога спрацьовування сигналу контрольної аспіраційної установки, що покаже перевищення середньорічної концентрації РА у повітрі робочої зони. При цьому якщо перевищення є разовою подією й при перерахунку на весь рік середньорічне значення перевищено не буде, то й перевищення допустимого рівня не є критичним, але потребує дальшого розгляду.

Значення ПКР, визначені з урахуванням нерівності 5.2 НРБУ 97, наведено в табл. 5 (контрольний рівень становить 70% від допустимого рівня).

Таким чином, незважаючи на значну кількість існуючих методів та методик визначення ПКР, необхідно більш глибоке вивчення існуючої проблеми визначення ПКР концентрації РА в повітрі робочої зони.

Висновки

1. Величина ПКР реагування для ПД опромінення встановлювалася на рівні максимальних значень цього показника, отриманих під час попереднього моніторингу радіаційної обстановки в окремій ЗВР. При цьому величину ПКР має бути диференційовано залежно від конкретної ділянки виконання запроектованих робіт та їхнього характеру.

2. Враховуючи досвід виконання робіт на ОУ, для щільності ПЗ (загального й нефіксованого) рекомендовано встановлювати два рівні величини ПКР реагування, які відповідають пороговим значеннями застосування ЗІЗОД певного класу захисту. Перший рівень ПКР становить 5000 бета-част./(см²·хв) для загального ПЗ та 5 альфа-част./(см²·хв) і 1000 бета-част./(см²·хв) для нефіксованого ПЗ. Другий рівень ПКР становить 200000 бета-част./(см²·хв) для загального ПЗ та 50 альфа-част./(см²·хв) і 40000 бета-част./т/(см²·хв) для нефіксованого ПЗ. Під час вибору рівня величини ПКР враховуються тільки максимальні значення ПЗ (загального й нефіксованого), отримані у перед проектних дослідженнях радіаційної обстановки.

3. Найприйнятнішим способом визначення ПКР реагування для об'ємної активності РА в повітрі робочої зони в умовах невизначеності прогнозу динаміки активності під час виконання запроектованих робіт є врахування даних радіаційного моніторингу під час виконання аналогічних робіт при реалізації попередніх проектів на ОУ.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. *Санитарные правила радиационной безопасности при выполнении и проектировании работ на объекте «Укрытие»* (СПРБ-ОУ). – ГСП ЧАЭС, 2004. – 154 с.
2. *Перечень зонированных помещений зданий, сооружений и территории промышленной площадки объекта «Укрытие»*. 24ПН-С.– ГСП ЧАЭС, 2009. – 29 с.
3. *Контрольные уровни радиационной безопасности 41-ПС*. – ГСП ЧАЭС, 2012. – 20 с.
4. *D25.2. Итоговый исполнительный отчет по стабилизационным мероприятиям (отчет по оценке безопасности). Рабочий проект по стабилизационным мероприятиям*. SIP K 04 01 000 RSR 002 05.– ГСП ЧАЭС, 2009.
5. *D4.9. Оценка безопасности. Итоговый отчет. Рабочий проект новой вентиляционной трубы (НВТ) и сопутствующих систем 2-й очереди ЧАЭС*.– SIP 03-1-006 SAR 002 03. – ГСП ЧАЭС, 2014.
6. *D18.1. Отчет по оценке безопасности. Реконструкция главного корпуса II очереди ЧАЭС (энергоблоки 3, 4) с усилением и герметизацией строительных конструкций, выполняющих функции ограждающего контура НБК*. Рабочий проект.– SIP-K-00-22-L05 RSR-001-03. – ГСП ЧАЭС, 2014.
7. *Порядок расчета доз текущего и потенциального облучения персонала при планировании и проектировании работ на объекте «Укрытие»*.
8. *D2.4. Мероприятие № 2. ППР на передачу нагрузок от балок Б1 и Б2 на МКУ путем поддомкрачивания*. – SIP CON 02 WEP-CP 004 05. – ГСП ЧАЭС, 2006. – 115 с.
9. *Проект производства работ на усиление каркаса и демонтажные работы в машзале, включая демонтаж и перенос сетей (западный торец ОК НБК)*. Контракт SIP10-1-001. Реконструкция главного корпуса 2-й очереди ЧАЭС (энергоблоки 3, 4) с усилением и герметизацией строительных конструкций, выполняющих функции ограждающего контура НБК. SIP-S-MC-22-PDDWP-WEP-003-01. – ГСП ЧАЭС, 2015. – 214 с.
10. *Отчет по договору № 119/99 «Выполнение плана в рамках Плана осуществления мероприятий по описанию пыли, которая содержится в объекте «Укрытие». Этап 1»* – Чернобыль, МНТЦ «Укрытие» НАНУ, 1999. – 35 с.
11. *Регламент радиационного контроля ГСП ЧАЭС на этапе прекращения эксплуатации энергоблоков и поддержания в безопасном состоянии объекта «Укрытие» 45Э-РБ*. – ЧАЭС, 2005. – 92 с.
12. *Огородников Б.И. и др. Радиоактивные аэрозоли ОУ 1986–2006 гг.*
13. *41 П-С. «Контрольные уровни радиационной безопасности» ДСП ЧАЭС*, 2012 г.

ПРОБЛЕМЫ ОПРЕДЕЛЕНИЯ ПРОЕКТНЫХ КОНТРОЛЬНЫХ УРОВНЕЙ ПОКАЗАТЕЛЕЙ РАДИАЦИОННОЙ ОБСТАНОВКИ НА РАБОЧИХ МЕСТАХ ВО ВРЕМЯ ПРОЕКТИРОВАНИЯ РАБОТ НА ОБЪЕКТЕ «УКРЫТИЕ»

В. М. Рудько, Л. И. Павловский, А. А. Сизов, Д. В. Городецкий, А. А. Холодюк

Институт проблем безопасности АЭС НАН Украины

На основании опыта строительно-монтажных работ в условиях объекта «Укрытие» представлены способы определения проектных контрольных уровней показателей радиационной обстановки на рабочих местах во время проектирования строительства восточной и западной стен ограждающего контура нового безопасного конфайнмент.

Ключевые слова: объект «Укрытие», новый безопасный конфайнмент, ограждающий контур, проектные контрольные уровни

**PROBLEMS OF DETERMINING FOR PROJECT CONTROL LEVELS
OF RADIATION SITUATION INDEXES AT WORKPLACE DURING THE DESIGN
WORKS OF THE OBJECT «SHELTER»**

V. M. Rudko, L. I. Pavlovsky, A. A. Sizov, D. V. Gorodetsky, A. A. Kholodyuk

Institute for Safety Problems of NPP NAS Ukraine

Based on the experience of construction and installation work for the Shelter object, methods for determining the project control levels of radiation situation indexes at the workplace during the design and construction of the east and west walls of enclosing perimeter of a new safe confinement are presented.

Keywords: «Shelter» object, New safety confinement, enclosing perimeter, project control levels

СОВРЕМЕННЫЕ МЕТОДЫ ИЗМЕРЕНИЯ ^{90}Sr

**Д. М. Бондарьков, В. А. Желтоножский, М. В. Желтоножская,
Н. В. Стрильчук**

Институт ядерных исследований НАН Украины

Разработана новая методика по измерению активности ^{90}Sr в топливосодержащих материалах без радиохимического исследования. Проведены измерения содержания ^{90}Sr в топливных фрагментах различного типа. Измерена вероятность образования K_{α} -излучения при радиоактивном распаде с испусканием электронов ^{90}Sr и ^{90}Y . Проведено сравнение с радиохимическими исследованиями. Предложена нерадиохимическая методика одновременного измерения активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в образцах окружающей среды, основанная на спектрометрическом измерении электронов, сопровождающих распад этих изотопов. Учет вклада в суммарную активность исследуемых образцов электронов ^{40}K позволил улучшить точность измерений для живых объектов до 15–20% при соотношении $A(^{137}\text{Cs})/A(^{90}\text{Sr})$ от 2 до 100, для образцов почв – до 10–15% при изменении активности в образцах на четыре порядка. Результаты спектрометрических измерений были подтверждены традиционными радиохимическими исследованиями.

Ключевые слова: стронций-90, цезий-137, калий-40, спектроскопия, автоионизация, электроны, топливосодержащие материалы, почвы, живые объекты

Введение

Радиоактивный ^{90}Sr распадается чистым β^- -переходом на основное состояние ^{90}Y , который также распадается чистым β^- -переходом на стабильный ^{90}Zr . Граничные энергии ($E_{\text{гр}}$) этих β^- -переходов – 0,55 и 2,3 МэВ соответственно.

Исходя из этого основные методы измерения активности ^{90}Sr – это радиохимические методики выделения ^{90}Sr или ^{90}Y с дальнейшим измерением электронов с помощью радиометров. Погрешность таких измерений не может быть меньше 30%, так как любые радиометры интегрируют весь спектр электронов по энергии, а эффективность регистрации имеет нелинейную энергетическую зависимость. Кроме того, спектр электронов при радиоактивном распаде имеет непрерывное максвеллоподобное распределение по энергии от нуля до $E_{\text{гр}}$. Именно это и приводит к большим погрешностям при измерениях радиометрическими методами. И после радиохимических процедур, естественно, утрачиваются исследуемые образцы.

В последние годы разрабатываются методики, основанные на измерении спектра электронов ^{90}Sr – ^{90}Y без радиохимического выделения [1]. Однако эти методы из-за сложности учета прохождения электронов через вещество имеют погрешности измерений 20–30%. Кроме того, изотопы ^{137}Cs и ^{90}Sr , которые вносят наибольший вклад в формирование дозовых нагрузок на окружающую среду из всех радионуклидов, выброшенных в результате радиационных аварий и ядерных испытаний, находятся в окружающей среде в соизмеримых количествах. Для решения этих задач нами разработана методика, основанная на одновременном измерении спектра электронов, сопровождающих распад ^{90}Sr , ^{40}K и ^{137}Cs .

При исследованиях ^{90}Sr в топливосодержащих материалах (ТСМ) основные сложности обусловлены тем, что процессы деструкции, диффузии и т. п. в ТСМ протекают десятки лет. Поэтому при изучении поведения ^{90}Sr в ТСМ необходимо проводить измерения в течении нескольких лет, если погрешность единичных измерений больше 30%. Естественно, ни о каком изучении влияния сезонных изменений или аварийных ситуаций на поведение ^{90}Sr в местах временного хранения отработанного ядерного топлива или радиоактивных отходов не может быть и речи. А такие данные могут быть очень важными, учитывая большие нерешенные проблемы в переработке и хранении радиоактивных отходов.

Для этих исследований предлагается воспользоваться таким редким явлением, как автоионизация атомов при β^- -распаде [2]. Этот процесс происходит по причине того, что в процессе β^- -распада заряд ядра меняется скачкообразно, а значит, точно так же меняется и кулоновское поле. Это приводит к «стряхиванию» электронов с различных атомных оболочек, в том числе и с К-оболочки. При этом на К-оболочке образуется «дыра», заполнение которой приводит к появлению характеристического K_α -излучения. Измерение этого K_α -излучения может позволить определять активность ^{90}Sr – ^{90}Y . Сам по себе этот процесс имеет вероятность 10^{-3} – 10^{-4} на акт распада, т. е. его можно использовать при изучении образцов с высокой удельной активностью ^{90}Sr . Поэтому в данной работе для разработки новой методики по измерению активности ^{90}Sr проведены исследования вероятности образования характеристического излучения при распаде ^{90}Sr и характеристических спектров ТСМ.

Методы и результаты исследований

Методика определения ^{90}Sr в топливосодержащих материалах

Для разработки методики определения ^{90}Sr по K_α -излучению выполнены измерения выхода K_α -излучения стандартного калибровочного образца ^{90}Sr – ^{90}Y на полупроводниковом Ge-детекторе объемом 1 см³ с тонким входным бериллиевым окном. На измеренном γ -спектре (рис. 1.) устойчиво наблюдаются K_α - и K_β -группы образца ^{90}Y и ^{90}Zr с энергией 15,0, 15,8, 16,8 и 17,7 кэВ соответственно.

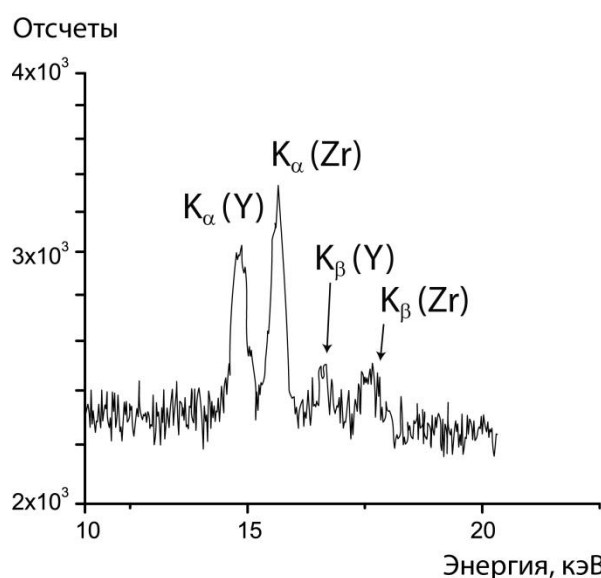


Рис. 1. Гамма-спектр стандартного калибровочного образца ^{90}Sr – ^{90}Y , измеренного на полупроводниковом Ge-детекторе.

Для абсолютной калибровки использовался образцовый источник ^{241}Am , который имеет L_{α} - и L_{β} -группы с энергией 13,9 и 17,7 кэВ. В результате было установлено, что вероятность автоионизации К-оболочки ^{90}Sr и ^{90}Y на распад равна:

$$P_K(^{90}\text{Y}) = 3,21(16) \cdot 10^{-4}, P_K(^{90}\text{Zr}) = 4,19(21) \cdot 10^{-4} \quad (1)$$

На этом же спектрометре были проведены измерения образцов топливных частиц разного происхождения:

- частица из 4-го энергоблока ЧАЭС с высоким содержанием урана;
- частица из 4-го энергоблока ЧАЭС, идентифицированная нами как фрагмент чернобылита;
- фрагмент неповрежденного ТВЭЛа.

На рис. 2 приведены фрагменты спектров этих образцов в области энергий 10–35 кэВ. В этой области находятся гамма-переходы характеристического излучения всех основных радионуклидов, входящих в состав изучаемого образца. Изучение гамма-переходов именно в этой области энергий важно для уменьшения систематических ошибок при наших исследованиях (см. ниже).

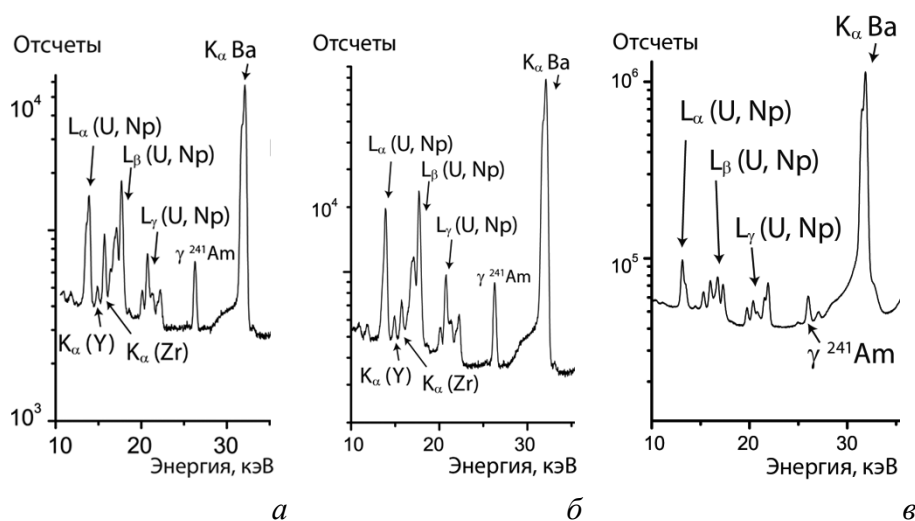


Рис. 2. Фрагменты гамма-спектров, измеренных на полупроводниковом Ge-детекторе: чернобылита, отобранного в середине 4-го энергоблока ЧАЭС (а), неповрежденного ТВЭЛа (б), фрагмента урановой частицы (в)

Как видно из полученных спектров, во всех образцах надежно выделяется K_{α} -группа ^{90}Y , причем ее интенсивность составляет несколько процентов от интенсивности L_{α} -группы ^{241}Am . Соотношение пик/фон также достаточно благоприятное и позволяет легко регистрировать K_{α} -группу ^{90}Y на комптоновском фоне от K_{α} -излучения бария, сопровождающего распад ^{137}Cs через конверсионный переход гамма-перехода с энергией 661 кэВ. Сложнее ситуация с K_{α} -группа ^{90}Zr . Цирконий является одним из основных конструкционных материалов внутри 4-го энергоблока ЧАЭС, поэтому после аварии его находят в составе многих топливосодержащих материалов. В тех частицах, где присутствует значительная примесь циркония, происходит образование «дыр» в К-оболочке Zr за счет процессов ионизации электронами из радиоактивного распада того же ^{90}Sr и ^{137}Cs , а также фотоионизации за счет фотоэффекта от гамма-переходов. При этом, как и в случае с автоионизацией при β^{-} -распаде ^{90}Y образуется такое же K_{α} -излучение Zr. Разделить пики от этих излучений невозможно, поэтому K_{α} -излучение Zr при исследовании топливосодержащих материалов данным методом может использоваться только как подтверждающий фактор. Все основные измерения необходимо проводить через K_{α} -группу ^{90}Y .

В табл. 1 приведены полученные результаты по содержанию ^{90}Sr для различных частиц. Там же для сравнения указаны данные об активности ^{137}Cs и ^{241}Am .

Таблица 1. Содержание ^{90}Sr для различных частиц

Изотоп	Активность, Бк $\times 10^3$		
	Фрагмент ТВЭЛа	Фрагмент чернобылита	Фрагмент урановой частицы
^{90}Sr	50,7	15,8	42
^{137}Cs	16,5	5,0	173
^{241}Am	1,48	0,48	1,29

Для верификации полученных результатов были проведены и радиохимические исследования содержания ^{90}Sr в изучавшихся образцах частиц. Соотношение $A(^{90}\text{Sr})_{\text{радиохим.}}/A(^{90}\text{Sr})$ составило для фрагмента ТВЭЛа 0,95; фрагмента чернобылита – 1,1; фрагмента урановой частицы – 1,2.

В частности, при радиохимическом выделении ^{90}Sr из фрагмента ТВЭЛа активность его составила $3,25 \cdot 10^3$ Бк, а при наших измерениях этого же фрагмента ТВЭЛа – $3,07(9) \cdot 10^3$ Бк. Как обсуждалось выше, погрешность при радиохимических исследованиях составляет около 30%. Как видно, в пределах этих 30% наблюдается высокий уровень совпадения полученных данных.

Статистическая погрешность наших измерений составила не более 2–3%. Учет методической погрешности проводился с использованием специального программного обеспечения.

Основным источником ошибок при измерениях в низкой области является погрешность в калибровке спектрометра по абсолютной эффективности регистрации γ -лучей. Калибровка детектора по эффективности регистрации гамма-квантов $\varepsilon(E)$ проводилась по формуле [3]:

$$\ln \varepsilon(E) = \sum_{j=0}^m a_j (\ln E)^j \quad [3] \quad (2),$$

где энергия E задается в кэВ.

Для вычисления параметров калибровки можно использовать несколько изотопов, даже если их массовое соотношение в калибровочном образце неизвестно. Применялись такие стандартные источники, как ^{241}Am и ^{137}Cs , чтобы можно было связать полученные результаты с выходом этих радионуклидов. При этом минимизируется функция:

$$S(\mathbf{a}, \mathbf{b}) = \sum_{i=1}^N \sum_{k=1}^{n_i} w_{ik} (f(E_{ik}) - b_i \varphi_{ik})^2 \quad (3),$$

где N – число изотопов, n_i – число линий i -го изотопа, b_i – весовой коэффициент i -го изотопа, E_{ik} – энергия k -й линии i -го изотопа, f – одна из функций калибровки, φ_{ik} – логарифм отношения измеренной и табличной интенсивностей k -й линии i -го изотопа, коэффициенты w_{ik} обратно пропорциональны сумме квадратов относительных погрешностей измеренной и табличной интенсивностей линии. Весовой коэффициент первого изотопа b_1 полагается равным единице.

Дифференцируя по a , b и приравнявая производные 0, получаем систему линейных уравнений

$$\mathbf{M} \begin{pmatrix} \mathbf{a} \\ \mathbf{b} \end{pmatrix} = \mathbf{Y} \quad (4),$$

из которой определяются параметры калибровки a_j и относительная активность изотопов b_i . Зная абсолютную активность одного из изотопов, можно получить абсолютную кривую калибровки.

Здесь особо стоит упомянуть об одном важном моменте. Определение ^{90}Sr предлагается проводить, сравнивая интенсивность K_α ^{90}Y и L_α ^{241}Am , а абсолютная активность определяется сравнением с активностью ^{241}Am , которую можно получить по выходу γ 59 кэВ. Таким образом, нас интересует отношение эффективности регистрации $\eta = \varepsilon_k/\varepsilon_l$ для двух различных близких по величине энергий, E_k и E_l . Погрешность этого отношения существенно ниже погрешности отдельно взятых коэффициентов эффективности. При использовании для калибровки по эффективности функции относительная погрешность $\delta\eta$ будет равна абсолютной погрешности $\Delta(\ln \eta)$:

$$\Delta \ln \frac{\varepsilon_k}{\varepsilon_l} = \sqrt{S_0 \cdot \sum_{i,j=0}^m M_{ij}^{-1} \cdot [(\ln E_k)^i - (\ln E_l)^i] \cdot [(\ln E_k)^j - (\ln E_l)^j]} \quad (5),$$

где S_0 – минимизированное значение, M_{ij}^{-1} – элементы матрицы, обратной матрице M , определяющие вариации и ковариации параметров калибровки a . Легко заметить, что погрешность отношения η будет тем меньше, чем ближе друг к другу находятся энергии E_k и E_l . Эта погрешность также существенно уменьшается из-за взаимной корреляции параметров калибровки a . С учетом того, что погрешность измерений выхода L_α - и L_β -групп ^{241}Am составляет около 1% [4], а кривая эффективности в этой области имеет сглаженную форму, это позволяет проводить интерполяцию коэффициентов эффективности для наших переходов с точностью $\leq 0,5\%$. Фактически мы можем исключить вклад методических ошибок и использовать статистические погрешности.

Таким образом, измерив абсолютную активность ^{241}Am по γ -линии 59 кэВ (в этом случае значительно минимизируется погрешность вследствие неоднородности образцов и их различной плотности) активность ^{90}Sr определяется по формуле:

$$A(^{90}\text{Sr}) = 404 A(^{241}\text{Am}) \frac{I(K_\alpha Y)}{I(L_\alpha \text{Am})}. \quad (6)$$

В данных измерениях достаточно легко достигается погрешность измерений 4–5%. На наш взгляд, это открывает новые возможности при изучении поведения ^{90}Sr в радиоактивных отходах в местах их хранения.

При проведении исследований, в которых активность ^{241}Am не является доминирующей, измерения проводятся путем сравнения выходов L_α -групп ^{90}Y и ^{90}Zr с выходом K_α Ba по формулам:

$$A(^{90}\text{Sr}) = 190 A(^{137}\text{Cs}) \frac{I(K_\alpha Y)}{I(K_\alpha \text{Ba})}. \quad (7),$$

$$A(^{90}\text{Sr}) = 146 A(^{137}\text{Cs}) \frac{I(K_\alpha \text{Zr})}{I(K_\alpha \text{Ba})}. \quad (8)$$

Используя выражение (5) для энергии 15 кэВ (L_α -групп ^{90}Y и ^{90}Zr) и 33 кэВ (L_α Ba), можно увидеть, что ошибки в погрешностях эффективности регистрации для этих энергий составляют не более 1,5%. Таким образом, фактически их можно не учитывать, и погрешность при измерениях ^{90}Sr этим методом будет состоять из статистической погрешности и ошибки в данных о вероятности автоионизации (5%).

Бета-спектрометрическая методика измерения ^{90}Sr и ^{137}Cs

Предлагаемая методика основана на измерении энергетического спектра электронов, сопровождающих распад ^{90}Sr и ^{137}Cs . При распаде ^{90}Sr испускаются две группы электронов с граничной энергией 0,55 и 2,3 МэВ, а при распаде ^{137}Cs – электроны с граничной энергией 0,5 МэВ и 1,17 МэВ, а также конверсионные электроны от γ 661 кэВ ($E_e \sim 0,63$ МэВ).

Основные проблемы при измерении ^{90}Sr обусловлены тем, что электроны имеют непрерывный спектр, и их пробег в образце напрямую зависит от его плотности.

Теоретически, чем толще слой регистрации электронов в β -детекторе, тем выше его эффективность (а с ней – и оперативность оценки ^{90}Sr). Однако в присутствии в образце активности, на порядок большей ^{137}Cs , и повышенного внешнего радиационного фона это увеличивает вероятность регистрации γ -квантов (γ 661 кэВ), комптоновских γ -квантов и особенно рентгеновского излучения K_{α} Ba, что затрудняет анализ β -спектра. Кроме того, значительный вклад в полный β -спектр могут вносить электроны ^{40}K ($E_{\text{гр}} = 1,3$ МэВ). В таких условиях следует использовать более тонкий детектор, толщина слоя регистрации в котором равнялась бы пробегу β -электронов ^{90}Y .

Нами проводились исследования с использованием пластикового сцинтилляционного детектора толщиной около 1 мм и диаметром 76 мм. Для калибровки по эффективности экспериментальных β -спектров были изготовлены стандартные источники ^{40}K , ^{90}Sr и ^{137}Cs с объемными характеристиками, близкими к характеристикам экспериментальных образцов.

Обработка экспериментальных спектров проводилась методом их сравнения с калибровочным спектром (рис. 3), т. е. в данном случае со спектрами, полученными на этом же спектрометре с использованием стандартных источников ^{40}K , ^{137}Cs и $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ (фантомов).

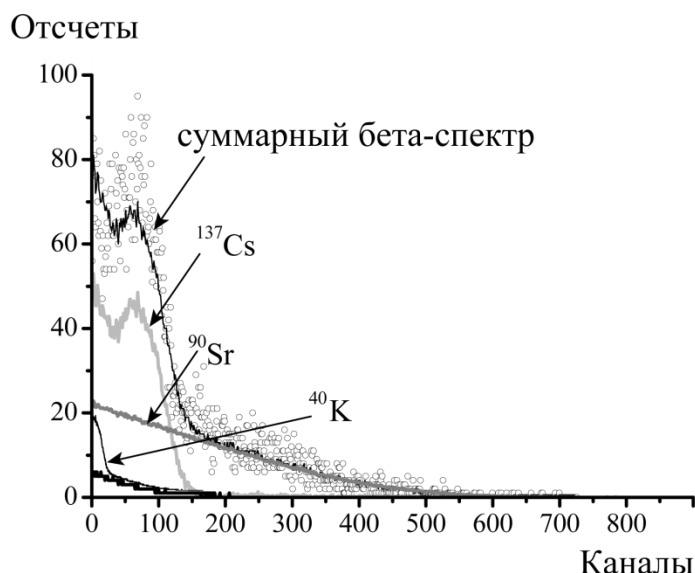


Рис. 3. Фрагмент экспериментального β -спектра

Спектры калибровочных источников и фона описывались кубическими сплайнами и в дальнейшем использовались для описания экспериментальных спектров. Реализация этого процесса происходит следующим образом.

В общем случае при аппроксимации экспериментальных данных $\{y_i\}$, $1 \leq i \leq i_0$ с помощью функции $f(i, X)$, где X – вектор подгоняемых параметров $\{X_j\}$, $1 \leq j \leq j_0$ (j_0 – количество подгоняемых параметров), необходимо методом наименьших квадратов минимизировать функционал ($S(X)$):

$$S(\mathbf{X}) = \sum_{i=1}^{i_0} w_i [f(i, \mathbf{X}) - y_i]^2 \quad (9),$$

где w_i – весовые коэффициенты, которые обычно выбираются равными обратному квадрату экспериментальной погрешности.

Для определения минимума функционала производные $\partial S / \partial X_j$ приравняются к нулю и полученная система уравнений решается относительно искомых параметров X_j .

Полученному решению X_0 соответствует минимальное значение функционала $S(X) = S_0$. Для определения погрешностей параметров для каждого из них поочередно находится решение уравнения $S(X_{0j} + \delta X_j, X_j) = S_0 + 1$ относительно δX_j , т. е. определяется, при каком отклонении j -го параметра от оптимальной величины (при фиксированных остальных параметрах) значение функционала S увеличивается на 1 по сравнению с минимальным. При этом погрешность параметров будет равна:

$$\Delta X_j = \delta X_j \cdot R \quad (10),$$

где R – параметр, учитывающий качество подгонки, так называемое « χ^2 на степень свободы».

Процедура обработки β -спектров представлена ниже.

Прежде всего из обрабатываемого спектра и спектров калибровочных источников, каждый из которых состоит из i_0 каналов с числом отсчетов N_i в i -м канале $1 \leq i \leq i_0$, измеренных в течение живого времени t_j , вычитается спектр фона (с учетом живого времени), индекс j соответствует: 0 – обрабатываемому спектру, 1 – калибровочному спектру ^{137}Cs , 2 – калибровочному спектру ^{90}Sr , 3 – ^{40}K :

$$y_{j,i} = N_{j,i} - t_j/t_{\text{фон}} \cdot N_{\text{фон},i} \quad (11),$$

где $1 \leq i \leq i_0$, $0 \leq j \leq 3$.

В результате вычитания получаются «чистые» калибровочные спектры ^{40}K , ^{137}Cs , ^{90}Sr и спектр анализируемого образца. Последний содержит неизвестные активности ^{137}Cs и ^{90}Sr , ^{40}K , а также небольшую примесь других активностей, например γ -нуклиды рядов тория и урана.

Для компенсации этой примеси добавляется квадратичный фон a :

$$a = \sum_{k=0}^2 a_k i^k \quad (12)$$

Еще одна поправка вносится в связи с тем, что из-за разной плотности вещества в исследуемом образце и фантоме может измениться калибровка по энергии в спектрах проб и калибровочных спектрах. Для учета этого эффекта калибровочные спектры модифицируются следующим образом. В соответствие i -му каналу обрабатываемого спектра ставится \hat{i} -й канал калибровочных спектров, $\hat{i} = (1 + c) \cdot i$. Очевидно, в общем случае \hat{i} не является целым. Поэтому число отсчетов калибровочного спектра в \hat{i} -м канале определяется методом линейной интерполяции:

$$y_{\hat{i}} \approx y_{\hat{i}_0} + (y_{\hat{i}_0+1} - y_{\hat{i}_0}) \cdot (\hat{i} - \hat{i}_0), \quad (13),$$

где \hat{i}_0 – целая часть от \hat{i} .

При выделении в обрабатываемом спектре области каналов от i_1 до i_2 функционал приобретает вид:

$$S(\mathbf{a}, \mathbf{b}, c) = \sum_{i=i_1}^{i_2} w_i \left[\sum_{j=1}^2 b_j \cdot (y_{j,i} + (y_{j,i+1} - y_{j,i}) \cdot c \cdot i) + \sum_{k=0}^2 a_k i^k - y_i \right]^2 \quad (14)$$

В результате его минимизации определяются интересующие нас параметры b_j – относительные активности ^{137}Cs и ^{90}Sr . Для получения абсолютной активности A нужно умножить их на активность калибровочных источников и учесть соотношение живого времени:

$$A_j = b_j \cdot \beta_j \cdot t_0/t_j, \quad (15),$$

где β_j – активность соответствующего фантома.

На рис. 4а приведен сравнительный анализ, выполненный относительно мелких мышевидных грызунов массой тела от 14 до 45 г с удельной активностью ^{137}Cs от 1 до 400 Бк/г спектроскопическим и радиохимическим методами. Установлено, что результаты β -спектрометрии согласовываются с данными радиохимического анализа в пределах 15–20 %, причем соотношение $A(^{137}\text{Cs})/A(^{90}\text{Sr})$ составило от 2 до 100.

Такое же сравнение результатов измерений ^{90}Sr в образцах почвы показало полное совпадение в пределах 10–15%, при изменении активности в образцах на четыре порядка (см. рис. 4б). Отметим, что это улучшение погрешностей по сравнению с ранее проведенными исследованиями произошло, в основном, за счет учета активностей ^{40}K . Без учета активности этого изотопа расхождение увеличивалось в среднем до 30%, а для образцов почвы, где активности ^{90}Sr и ^{40}K были соизмеримы, – до 100% [5].

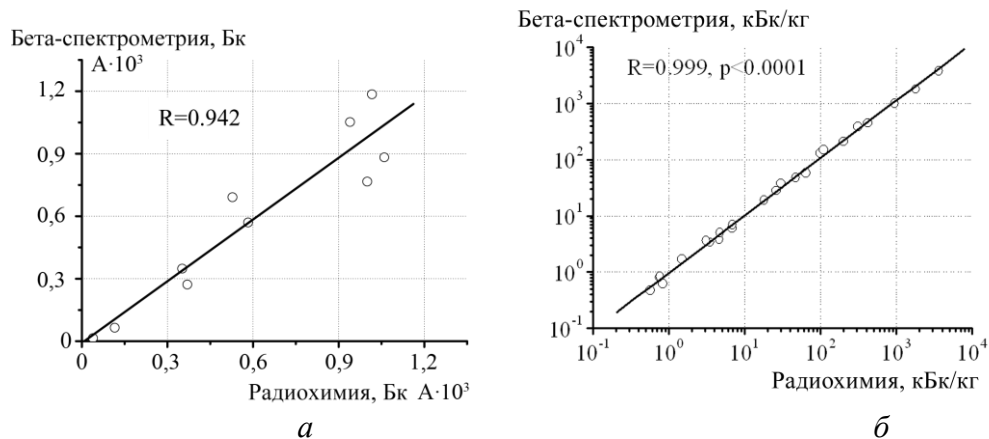


Рис. 4. Сравнение результатов определения активности ^{90}Sr в живых объектах (мышах) (а) и почве (б)

Таким образом, разработанная методика учитывает физико-химическое состояние исследуемых объектов и нестабильность работы электронных систем в полевых условиях. Это обеспечивает повышение точности измерений и надежность работы спектрометров.

Такая методика позволяет проводить исследования концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs в различных объектах окружающей среды при изменении соотношения $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ от 1 до 100 с погрешностью не выше 20%. Отметим и более высокую чувствительность этой методики по сравнению с измерениями по электронам ^{90}Y ($E_{\text{гр}} = 2,3 \text{ МэВ}$), в которой фактически используется не более 25–30% электронов ^{90}Y из-за присутствия электронов ^{40}K с граничной энергией 1,3 МэВ.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Bondarkov M. D., Maximenko A. M., Zheltonozhsky V. A. // The Radioecology-Ecotoxicology of Continental and Estuarine Environments, ECORAD 2001. Intern. Cong. Proc. Cong. Aix-en-Provence. France, 2002. Radioprotection-colloques. Vol. 37, C1. P. 927.
2. Желтоножский В. А., Стрильчук Н. В. // Известия РАН. Серия физическая. – 2002. – Т. 66, №10. – С. 1450.
3. Хоменков В. П. Дослідження атомно-ядерних ефектів у процесі внутрішньої конверсії гамма-променів: автореферат на здобуття наукового ступеня кандидата ф.-м. наук: спец. 01.04.16 «Фізика ядра елементарних частинок і високих енергій». – К., 2003. – 22 с.
4. Browne E., Firestone R. B. Table of Radioactive Isotopes. Ed. by V. S. Shirley. John Wiley&Sons. Inc. Canada, 1986.
5. Липская А. И., Желтоножская М. В., Кулич Н. В. и др. Поведение радионуклидов в лесных экосистемах, прилегающих к 30-километровой зоне ЧАЭС // Наукові праці. Серія «Техногенна безпека». – 2012. – Т. 185, вип. 173. – С. 59–65.

СУЧАСНІ МЕТОДИ ВИМІРЮВАННЯ ^{90}Sr

Д. М. Бондарьков, В. А. Желтоножський, М. В. Желтоножська, Н. В. Стрильчук

Інститут ядерних досліджень НАН України

Розроблено нову методику з вимірювання активності ^{90}Sr у паливовмісних матеріалах без радіохімічного дослідження. Проведено вимірювання вмісту ^{90}Sr в паливних фрагментах різного типу. Виміряно ймовірність утворення K_x -випромінювання при радіоактивному розпаді з випусканням електронів ^{90}Sr і ^{90}Y . Проведено порівняння з радіохімічними дослідженнями. Запропоновано нерадіохімічну методику одночасного вимірювання активності ^{90}Sr та ^{137}Cs у зразках довкілля, засновану на спектрометричному вимірюванні електронів, які супроводжують розпад цих ізотопів. Урахування вкладу в сумарну активність досліджуваних зразків електронів ^{40}K дозволило поліпшити точність вимірювань для зразків дрібних гризунів до 15–20% при співвідношенні $A(^{137}\text{Cs})/A(^{90}\text{Sr})$ від 2 до 100, для зразків ґрунтів до 10–15% при зміні активності в зразках на чотири порядки. Результати спектрометричних вимірювань були підтверджені традиційними радіохімічними дослідженнями.

Ключові слова: стронцій-90, цезій-137, калій-40, спектроскопія, автоіонізація, електрони, паливовмісні матеріали, ґрунти, живі об'єкти

SPECTROSCOPY OF ^{90}Sr

D. M. Bondarkov, V. A. Zheltonozhsky, M. V. Zheltonozhskaya, N. V. Strilchuk

Institute of Nuclear Research of NAS of Ukraine

A new method of measurement of the ^{90}Sr activity in the fuel-containing materials without radiochemical research was developed. Measurements of ^{90}Sr were executed in fuel fragments of various types. The probability of formation of K_x -radiation from the radioactive decay of the emission of electrons from ^{90}Sr and ^{90}Y was measured. Obtained data were compared with the radiochemical studies. The non-radiochemical technique of simultaneously measure the activity of ^{90}Sr and ^{137}Cs in environmental samples were proposed. This technique is based on spectrometric measurements of electrons accompanying the decay of these isotopes. Accounting contribution to the total activity of the samples electrons ^{40}K has improved accuracy for small rodents samples 15–20% at a ratio of $A(^{137}\text{Cs})/A(^{90}\text{Sr})$ from 2 to 100, for specimens of soil up to 10–15%, when the activity in samples of four orders of magnitude. The results of spectral measurements were confirmed by conventional radiochemical research.

Keywords: Strontium-90, Cesium-137, Potassium-40, spectroscopy, autoionization electrons, fuel-materials, soil, living objects

АНАЛИЗ ЯДЕРНЫХ АВАРИЙ И ИХ ПРИЧИН

В. Г. Барьяхтар, М. Г. Данилевич

Институт магнетизма НАН и МОН Украины, г. Киев

В работе на основании данных МАГАТЭ рассмотрена проблема главных причин ядерных аварий. Сделан вывод о том, что большую роль в них играет человеческий фактор. Около 70% всех аварий связано с ошибками персонала, недостатком знаний при принятии решений об эксплуатации ядерных объектов, ядерных испытаниях и ядерных взрывах в мирных целях. На долю технических и стихийных причин приходится по половине оставшихся 30%.

Введение

История эксплуатации источников, в которых энергия получается за счет ядерных реакций, показывает, что до сих пор они являются очень опасными. Это обусловлено большим объемом энергии, из-за которой любая ошибка может стать катастрофической. Отметим, что у человека отсутствуют органы чувств, воспринимающие радиационные поля, которые с неизбежностью возникают при ядерных авариях. По этой причине все технологии эксплуатации ядерных процессов должны быть заранее разработаны и экспериментально проверены, когда это возможно. Необходимо знать, что безопасность персонала атомных объектов определяется только показаниями приборов и качеством отработанных заранее технологий.

Рассмотрены ядерные катастрофы, имевшие место во время проведения научных исследований, а также при работе с растворами высокой концентрации плутония и урана-235, аварии на атомных станциях, военных объектах, кораблях и подводных лодках, ледоколах, аварии во время испытаний ядерного оружия, при перевозке ядерных элементов, транспортировке ядерного топлива или оружия.

Количество аварий, при которых масса урана-235 или плутония-239 была больше критической массы бомб, в США составило 5, в СРСР – 6. Все они заканчивались катастрофическими последствиями, повлекшими смерть людей.

У всех этих аварий есть общая черта: большинство из них обусловлены ошибками обслуживающего персонала, во всех этих авариях сотрудники получали высокие дозы облучения, а некоторые – смертельные.

Мы отдельно выделили аварии на подобных между собой объектах.

I. Аварии на боевых атомоходах

1. Место и время аварии. СССР, Уссурийский залив, бухта Чажма, судоремонтный завод «Звезда», 10 августа 1985 г.

Описание аварии. Самая тяжелая радиационная авария за все время существования отечественного атомного флота случилась на атомной подводной лодке (АПЛ) К-431, находившейся у пирса судоремонтного завода «Звезда». При работах по перегрузке активной зоны транспортного реактора ВВЭР перегрузочная команда грубо нарушила правила работы.

По окончании перегрузки активной зоны реактора второго борта персонал затянул гайки крепления крышки и начал поднимать давление воды в реакторе. По достижении $12 \text{ кПа} \cdot \text{см}^{-2}$ из-под крышки открылась течь. Оказалось, что на фланце оставлен ключ. Поскольку дело было в конце дня в пятницу, старшие офицеры, осуществлявшие перегрузку, договорились закончить работу в субботу. Представители технической службы флота вызваны не были. В субботу работы были продолжены, и была совершена главная ошибка.

Четвертым бортом стоял плавучий кран. Болты крепления крышки реактора сняли, но забыли поставить упор, отсоединяющий компенсирующую решетку от крышки. На входе в бухту стоял буй, требующий от судов сбавить ход, однако торпедный катер вошел на большой скорости и поднял волну. Волна подняла кран и одновременно опустила лодку. Вместе с крышкой реактора, висящей на плавучем кране, нештатно была поднята решетка и поглотители. Поглощающие стержни были извлечены краном из активной зоны настолько, что реактор вышел на пусковой уровень. Выделилось огромное количество энергии, произошел тепловой взрыв, было выброшено все содержимое активной зоны реактора, включая свежее топливо. Офицеры, осуществляющие перегрузку, сгорели (10 человек), перегрузочный домик испарился. Крышка массой 12 т поднялась на высоту 1,5-2 км (!), упала на реактор и разрезала борт. Подоспевший катер отбуксировал лодку на мель, где она находится до сих пор. Радиоактивный след (30 км, из них 5 км на суше) накрыл суда, завод, пирсы, полки химзащиты флота и поселок. Правда не дошла даже до Министра обороны. В каком же страхе надо было держать военнослужащих и членов их семей, чтобы удержать в секрете столь громкую катастрофу с колоссальным моральным и экономическим ущербом, и выходом из строя столь значимой боевой единицы, как атомная подводная лодка! Опять печальный и доставшийся дорогой ценой опыт не стал известен даже персоналу АЭС с реакторами ВВЭР. Суммарная активность выброса составила около 7 МКи.

Последствия аварии. В ходе аварии и при ликвидации ее последствий повышенному облучению подверглись 290 человек. Десять человек погибли в момент происшествия, у десяти была определена острая лучевая болезнь, у 39 – лучевая реакция.

2. Место и время аварии. Атлантический океан, 10 апреля 1963 г.

Описание аварии. В 160 км от мыса Код (штат Массачусетс, США) при испытательном погружении затонула американская АПЛ SSN-593 «Трешер».

Последствия аварии. Все 129 членов экипажа погибли, а подлодка, распавшаяся на несколько частей, находится на глубине 2590 м.

3. Место и время аварии. Атлантический океан, 22 мая 1968 г.

Описание аварии. В 650 км на юго-запад от Азорских островов на глубине 3600 м затонула американская АПЛ SSN-589 «Скорпион». Существует версия, что на одной из торпед с неядерной боеголовкой неожиданно сработал механизм приведения ее в боевое положение. Капитан подлодки принял решение избавиться от ставшего опасным снаряда и отдал команду произвести пуск. Выпущенная в открытый океан торпеда начала поиск цели, пока в прицеле ее самонаводящейся боеголовки не оказалась сама подводная лодка. Есть другая версия: якобы во время испытательного запуска торпеды детонировал ее боевой заряд. На борту находились две торпеды с ядерными боеголовками.

Последствия аварии: все 99 членов экипажа погибли.

4. Место и время аварии. Бискайский залив, Атлантический океан, 8-11 апреля 1970 г.

Описание аварии. Первую катастрофу потерпела советская АПЛ К-8, оборудованная двумя ядерными реакторами. 8 апреля почти одновременно в третьем и восьмом отсеках началось возгорание. Подлодка всплыла в надводное положение. Потушить пожар не удалось. Сработала аварийная защита реакторов, судно практически оказалось без электроэнергии.

Последствия аварии. 11 апреля в результате утраты продольной остойчивости подлодка затонула на глубине 4680 м в 300 милях северо-западнее Испании. Она имела на вооружении две торпеды с ядерными боеголовками. Погибли 52 члена экипажа.

Оставшийся в живых экипаж был эвакуирован на его верхнюю палубу и на корабли, подошедшие на помощь.

5. Место и время аварии. Тихий океан, 22 июня 1970 г.

Описание аварии. Советская АПЛ К-108 столкнулась с АПЛ ВМФ США «Tautog». По утверждению американских подводников, это произошло после того, как советская субмарина, уходя от преследования их атомной подводной лодки, совершила опасный маневр, а именно серию внезапных поворотов (до 180°).

Последствия аварии. Обе субмарины получили повреждения.

6. Место и время аварии. Норвежское море, 7 апреля 1989 г.

Описание аварии. В 130 км к юго-западу от острова Медвежий в Норвежском море после пожара под водой на глубине 1680 м затонула советская АПЛ К-278 «Комсомолец». На своем вооружении субмарина имела две ядерные торпеды. В 1990-1995 гг. с помощью научно-исследовательского судна «Академик Мстислав Келдыш» и двух обитаемых глубоководных аппаратов «Мир» было проведено обследование и выполнены работы по локализации радиоактивных материалов, находившихся в первом отсеке лодки в ядерных боеприпасах.

Последствия аварии. 42 члена экипажа погибли.

7. Место и время аварии. Баренцево море, 12 августа 2000 г.

Описание аварии. Затонула атомная подводная лодка «Курск», входившая в состав Северного флота России. 12 августа 2000 г. во время учений в Баренцевом море АПЛ «Курск» (командир лодки – капитан I ранга Геннадий Лячин), которая находилась на полигоне боевой подготовки Северного флота с целью выполнения учебной торпедной стрельбы по отряду боевых кораблей, в установленное время не вышла на связь. В 23 ч. 44 мин. в районе, где находилась АПЛ, был зафиксирован взрыв.

Последствия аварии. На борту находились 118 членов экипажа, все они погибли.

II. Аварии при испытаниях ядерного оружия

1. Место и время аварии. Тихий океан, Маршалловы острова (опека США), атолл Бикини, 1 марта 1954 г.

Описание аварии. Массовое радиационное поражение персонала и населения при испытательном термоядерном взрыве «Браво-2». В ходе испытания заряда нового типа мощность взрыва вместо запланированных 5 Мт составила 15 Мт.

Последствия аварии. Предполагалось, что радиоактивные осадки распространятся на расстояние не более 15 миль (1 морская миля равна 1852 м). Но свежие продукты термоядерного взрыва выпали от атолла Бикини на расстоянии от 120 до 200 миль. Под радиоактивное облако через 1,5 ч. после произведенного эксперимента попало японское рыболовное судно «Удачливый дракон», находившееся от места взрыва на расстоянии 130 км. Все 23 члена экипажа подверглись серьезному облучению. При возвращении в Японию 14 марта у них была диагностирована острая лучевая болезнь. В результате ее спустя десять дней один из членов команды умер. Радиоактивное облако накрыло также населенные атоллы к западу от Бикини. Облучению подверглись жители атоллов Ронгерик, Ронгелап (Римского-Корсакова), Айлингинае и Утирик (Кутузова). Их эвакуировали только 3 марта. Кроме местного населения, пострадали 58 американских военных моряков, они получили радиационные ожоги от бета-излучения. Самые высокие дозы внешнего облучения до 175 бэр были отмечены у 64 жителей атолла Ронгелап, находившегося приблизительно в 150 милях от места взрыва. По

оценкам специалистов, детское население атолла получило поражения щитовидной железы, связанные с внутренним облучением радиоактивным йодом от 7 до 14 Гр или от 700 до 1400 биологических эквивалентов рентгена (бэр). Напомним, что доза в 500 бэр может привести к смерти.

В течение последующих 15 лет у детей, облученных в возрасте до 10 лет, обнаружили новообразования в щитовидной железе, которые были удалены хирургическим путем. Общее количество пострадавших среди населения Маршалловых островов, которое признало американское правительство, составило 253 человека. Современные медицинские исследования свидетельствуют о существенном росте у них случаев раковых заболеваний. В середине 80-х годов XX века США выплатили пострадавшим в качестве возмещения за потерянное здоровье 270 млн. долларов.

2. Место и время аварии. СССР, Казахстан, Семипалатинский испытательный полигон, 29 августа 1949 г.

Описание аварии. Первый испытательный ядерный взрыв в СССР. На вышке высотой 30 м была взорвана плутониевая бомба РДС-1 мощностью 22 кт. Радиоактивный след от взрыва накрыл 11 административных районов Алтайского края.

Последствия аварии. Средние индивидуальные дозы внешнего облучения у группы населения численностью 4,5 тыс. человек составили около 46 бэр. Согласно современным ретроспективным оценкам интенсивному облучению за счет гамма- и бета-излучения короткоживущих радиоактивных продуктов ядерного взрыва тогда могли подвергнуться более 21 тыс. жителей указанной территории. А средняя накопленная за 40 последующих лет индивидуальная доза облучения этой группы населения составила 80 бэр (сЗв).

По мнению российских ученых, несмотря на то, что формально последствия испытания ядерного оружия не относятся к радиационным авариям, нет оснований исключать возможность возникновения у части граждан, проживающих в Угловском районе, острой лучевой болезни.

III. Аварии на гражданском флоте

1. Место и время аварии. СССР, атомный ледокол «Ленин», 3 февраля 1965 г.

Описание аварии. Во время плановых ремонтных работ на реакторе №2 в результате ошибки операторов активная зона на некоторое время была оставлена без охлаждения, что вызвало частичное повреждение примерно 60% тепловыделяющих сборок. В августе 1967 г. реакторный отсек с тремя ядерными энергетическими установками и контейнер с 125 отработавшими тепловыделяющими сборками были затоплены в Карском море у архипелага Новая Земля на глубине 40-50 м.

IV. Аварии при испытаниях

1. Место и время аварии. СССР, Якутия (50 км восточнее пос. Айхал), 24 августа 1978 г.

Описание аварии. Аварийная ситуация возникла при проведении подземного ядерного взрыва «Кратон-3» в мирных целях. При взрыве выбросило часть забивки и кусок трубы, на которой подвешивался ядерный заряд. Произошел выброс радиоактивных аэрозолей и элементов ядерного взрывного устройства.

Последствия аварии. Радиоактивное облако накрыло территорию в 450 тыс. квадратных км. Уровень радиации вблизи скважины был, судя по погибшему («рыжему») лесу на территории 100 га, не менее 10 000 Р/ч. При выбросе переоблучились 80 человек, из них 76 получили дозу 20–25 бэр.

2. Место и время аварии. СССР, Семипалатинский испытательный полигон, 15 января 1965 г.

Авария. Первый советский промышленный подземный ядерный взрыв с выбросом грунта (условное название взрыва «Чаган»). В результате взрыва мощностью 140 кт в тротиловом эквиваленте образовалась воронка диаметром 400 м и глубиной 100 м. Спустя 2,5 секунды после него начало формироваться облако из раскаленных газов. Через 5 минут оно достигло высоты 4800 м. Раздробленный грунт был выброшен на высоту до 950 м.

Последствия аварии. Мощность гамма-излучения в воронке взрыва на следующие сутки равнялась 30 Р/ч. В результате выпадения радиоактивных продуктов взрыва были загрязнены территории десяти населенных пунктов с количеством жителей около 2 тыс. человек. Дозы их внешнего облучения составили от 0,5 до 3 бэр. В то же время население, продолжавшее жить в загрязненных поселках, получало и значительные дозы внутреннего облучения из-за потребления загрязненных радионуклидами воды и продуктов питания. Наиболее уязвимыми оказались дети. Расчетные дозы облучения щитовидной железы у тех из них, кто проживал на наиболее загрязненных территориях, только за первые полтора года после взрыва составили более 14 бэр.

Даже в настоящее время спустя более 40 лет на берегу искусственного водоема, образованного взрывом, уровень радиации достигает $(2-3)10^{-3}$ Р/ч. Примечательно, что в соответствии с программой мирного использования атомной энергии в засушливых районах Советского Союза предполагалось создать около 50 таких искусственных водоемов.

3. Место и время аварии. США, Карлсбад, 10 декабря 1961 г.

Описание аварии. Мощный выброс радиоактивных газов при подземном ядерном взрыве «Гном» мощностью 3 кт, произведенном в рамках программы «Плаушер».

Последствия аварии. Радиоактивное облако накрыло пересечение двух важных шоссе дорог в 3,5 мили от места взрыва. Мощность дозы облучения здесь достигала 1,4 Р/ч. Движение по дорогам было временно закрыто.

V. Аварии на ядерных объектах

1. Место и время аварии. США, штат Пенсильвания, г. Харрисбург, АЭС «Три-Майл-Айленд», 28 марта 1979 г.

Описание аварии. Крупнейшая авария в истории ядерной энергетики США. В результате серии сбоев в работе оборудования энергоблока АЭС произошло расплавление 53% активной зоны реактора. Случившееся напоминало так называемый эффект домино. Сначала испортился водяной насос. Затем из-за прекратившейся подачи охлаждающей воды урановое топливо расплавилось и вышло за пределы оболочек тепловыделяющих сборок. Образовавшаяся радиоактивная масса разрушила большую часть активной зоны и едва не прожгла корпус реактора. Если бы это случилось, последствия были бы катастрофичны. Однако персоналу станции удалось восстановить подачу воды и снизить температуру. Во время аварии около 70% радиоактивных продуктов деления, накопленных в активной зоне, перешли в теплоноситель первого контура. Мощность экспозиционной дозы внутри корпуса, в который были заключены реактор и система первого контура, достигла 80 Р/ч. Произошел выброс в атмосферу инертного радиоактивного газа ксенона, а также йода. Кроме того, в реку Саскугана было сброшено 185 м^3 слаборадиоактивной воды.

Последствия аварии. Из района, подвергшегося радиационному воздействию, эвакуировали 200 тыс. человек. В наибольшей степени пострадали жители округа Дофин, проживавшие вблизи АЭС. Серьезные негативные последствия имела задержка на два дня решения об эвакуации детей и беременных женщин из 10-километровой зоны вокруг АЭС. Работы по очистке второго энергоблока, почти полностью разрушенного в результате аварии, заняли целых 12 лет и обошлись в 1 млрд долларов, что фактически обанкротило компанию-владельца станции.

2. Место и время аварии СССР, Украина, Киевская область, г. Припять, Чернобыльская АЭС, 26 апреля 1986 г.

Описание аварии. Крупнейшая радиационная катастрофа в мировой истории (событие седьмого уровня по международной шкале INES). В 1 ч. 23 мин. 49 сек. (по московскому времени) на четвертом блоке Чернобыльской АЭС при проведении проектных испытаний одной из систем обеспечения безопасности прозвучало два мощных взрыва, разрушивших часть реакторного блока и машинного зала. Тротиловый эквивалент этих взрывов оценивается величиной около 100-250 т. В период с 26 апреля по 10 мая 1986 г., когда разрушенный реактор окончательно заглушили, по официальной информации в атмосферу было выброшено около 190 т (50 МКи) радиоактивных веществ (примерно 4% общей активности топлива в реакторе). Загрязнена территория площадью 160 тыс. км². Больше всего пострадали северная часть Украины, запад России и Беларусь. Радиоактивные выпадения произошли (в той или иной степени) на территории 20 государств.

Авария на ЧАЭС произошла при проведении эксперимента по использованию энергии генератора станции в случае выхода из строя энергоблока. Ошибочно эксперимент рассматривался как электрический, а фактически он был ядерно-электрический, так как при его проведении существенно снижалась мощность реактора. Ряд ошибок совершили операторы станции, которые извлекли большое количество поглощающих стержней из реактора. Аварии также способствовало то обстоятельство, что на малой мощности коэффициент реактивности у реактора РБМК был отрицательный. Этого не знали сотрудники станции.

Примерно 400 тыс. граждан эвакуированы из зоны бедствия. В работах по ликвидации последствий катастрофы принимали участие от 600 тыс. до 800 тыс. человек.

Последствия аварии. Согласно отчету ООН, количество людей, непосредственно или косвенно пострадавших от аварии на ЧАЭС, составляет 9 млн., из них 3–4 млн. – дети. Катастрофа стоила Советскому Союзу 12 млрд. долларов, т. е. больше, чем суммарный экономический эффект, накопленный в результате работы всех советских АЭС, эксплуатировавшихся в 1954–1990 гг.

3. Место и время аварии. Япония, г. Окума, АЭС «Фукусима», 11 марта 2011 г.

Описание аварии. Крупная радиационная авария (по заявлению японских официальных лиц – 7-го уровня по шкале INES), произошедшая в результате сильнейшего в истории Японии землетрясения и последовавшего за ним цунами. Землетрясение и удар цунами вывели из строя внешние средства электроснабжения и резервные дизельные генераторы, что явилось причиной неработоспособности всех систем нормального и аварийного охлаждения и привело к расплавлению активной зоны реакторов на энергоблоках №№1, 2 и 3 в первые дни аварии.

Руководство станции и сотрудники не знали о последствиях аварий на АЭС «Три-Майл-Айленд» и на ЧАЭС. Они не понимали, что энергии радионуклидов, образовавшейся в реакторе за время его работы, достаточно для расплавления реактора. И существенно запоздали с охлаждением корпусов реакторов.

4. Место и время аварии. Югославия, г. Винке, Институт Бориса Кидрича, 15 октября 1958 г.

Описание аварии. Самопроизвольная цепная реакция на уран-водной критической сборке тяжеловодного реактора.

Последствия аварии. Шесть пострадавших, находившихся на расстоянии 4-6 м от активной зоны, получили высокие дозы облучения – 200–430 бэр. Один из них с наибольшей дозой облучения скончался на 32-й день после аварии. На пяти остальных был впервые успешно опробован метод лечения лучевой болезни путем пересадки костного мозга.

5. Место и время аварии. США, Ок-Ридж, радиохимический завод Y-12, 16 июня 1958 г.

Описание аварии. Возникла серия самопроизвольных цепных ядерных реакций в растворе высокообогащенного урана. Из-за нарушения технологического процесса, связанного с регенерацией ОЯТ, возникла авария, длившаяся 18 мин.

Последствия аварии. Из восьми пострадавших пять человек получили значительные дозы гамма-нейтронного облучения – до 460 бэр.

6. Место и время аварии. США, штат Теннесси, Ок-Риджская национальная лаборатория, 1 сентября 1944 г.

Описание аварии. Первые жертвы «Манхэттенского проекта» появились в США в результате гонки за обладание ядерным оружием. При попытке прочистить трубу в лабораторном устройстве по обогащению урана произошел взрыв гексафторида урана. Разрушилась паровая труба. Поступивший водяной пар соединился с гексафторидом, что привело к образованию опасного вещества – гидрофтористой кислоты.

Последствия аварии. Пять человек, находившихся в это время в лаборатории, пострадали от кислотных ожогов и вдыхания смеси радиоактивных и кислотных паров. Двое из них погибли, а остальные получили серьезные травмы.

7. Место и время аварии: СССР, Челябинск-65, комбинат №817 (ПО «Маяк»), 21 апреля 1953 г.

Описание аварии. Неконтролируемое осаждение в технологических коммуникациях высокообогащенного урана-235.

Последствия аварии. В результате самопроизвольной цепной ядерной реакции пострадали шесть человек. У женщины-оператора зафиксирована доза облучения 3 тыс. бэр, она умерла через 12 дней после аварии. У остальных пяти человек доза облучения была выше 300 бэр, они перенесли лучевую болезнь.

8. Место и время аварии. СССР, Челябинск-65, Комбинат № 817 (ПО «Маяк»), 19 июня 1948 г.

Описание аварии. Первая крупная радиационная авария в СССР. На промышленном атомном реакторе по наработке оружейного плутония на следующий же день после его выхода на проектную мощность из-за недостаточного охлаждения нескольких урановых блоков произошло их локальное сплавление с окружающим графитом, образовался так называемый «козел». Реактор был остановлен, и в течение девяти суток «закозлившийся» канал расчищался путем ручной рассверловки. В ходе ликвидации аварии переоблучился весь мужской персонал реактора. Затем к работам были привлечены солдаты строительных батальонов, которые дислоцировались рядом с комбинатом. По сути эти люди были первыми советскими ликвидаторами таких аварий.

9. Место и время аварии. СССР, Челябинск-65, комбинат № 817 (ПО «Маяк»), 4 января 1949 г.

Описание аварии. Уникальная операция по ремонту активной зоны первого советского атомного реактора по наработке оружейного плутония. В нарушение технического регламента поврежденные урановые блоки вручную поднимались в центральный зал реактора, а после ремонта загружались в новые каналы.

Последствия аварии. В течение полуторамесячной работы переоблучился весь персонал объекта – около 60% работников реактора получили дозы от 25 до 100 бэр, а более 30% – от 100 до 400 бэр.

10. Место и время аварии. Челябинская область, р. Теча, 3 марта 1949 г.

Описание аварии. Первая радиационная катастрофа на Урале. Массовый сброс комбинатом «Маяк» в р. Теча высокоактивных жидких радиоактивных отходов. Всего за 21 месяц (с марта 1949 г. по ноябрь 1951 г.) в реку было выброшено не менее 75 млн. м³ радиоактивных отходов суммарной активностью 2,75 млн Ки.

Последствия аварии. В большей или меньшей степени облучению подверглись около 124 тыс. человек в 41 населенном пункте. Наиболее интенсивному облучению – 28100 человек, проживавших в прибрежных населенных пунктах по реке Теча (средняя индивидуальная доза – 210 мЗв). У части из них были зарегистрированы случаи хронической лучевой болезни. Около 37% лиц с таким диагнозом имели накопленную дозу красного костного мозга.

11. Место и время аварии. СССР, Челябинск-65, комбинат №817 (ПО «Маяк»), 29 сентября 1957 г.

Описание аварии. Вторая радиационная авария на Урале. Из-за неисправности в системе охлаждения температура в емкости, находившейся в хранилище радиоактивных отходов ПО «Маяк» (событие 6-го уровня по Международной шкале INES), поднялось до 350 °С, что привело к испарению воды и последующему взрыву. Мощность его специалисты оценили в 70–100 тонн в тротиловом эквиваленте. Бетонная крышка емкости толщиной 2,5 м была отброшена на расстояние 25–30 м.

Последствия аварии. Общий выброс радиоактивности составил около 20 млн. Ки. Из них почти 2 млн. Ки поднялось на высоту 1 км и выпало на площади 23 тыс. км². В результате на территории части Челябинской, Свердловской и Тюменской обл. образовался так называемый Восточно-Уральский радиоактивный след. Большая часть выброса осела на комбинате «Маяк». В зоне, мощность дозы облучения в которой в первые сутки составляла от нескольких десятков до нескольких сотен Р/ч, оказались пожарная и войсковая части, полк военных строителей и лагерь заключенных. Разовому облучению до 100 бэр подверглись более 5 тыс. человек. В ликвидации последствий аварии в период с 1957 по 1959 гг. участвовали от 25 тыс. до 30 тыс. военнослужащих.

**Таблица 1. Анализ причин ядерных катастроф в мире за период
с 1944 по 2011 год по данным МАГАТЭ**

№ №	Место аварии	Дата	Причины аварии		
			Человеческий фактор (ЧФ)	Технические неполадки	Другое
1	Атлантика, американская АПЛ SSN-593	10.04.1963		неизвестно	
2	Атлантика, американская АПЛ SSN-589	22.05.1968	Неправильные действия капитана		
3	Бискайский залив, советская АПЛ К-8	08.04.1970		Возгорание	
4	Тихий океан, советская АПЛ К-108, американская АПЛ	22.06.1970	Неправильный маневр, столкновение двух АПЛ		
5	СССР, г. Уссурийск, бухта Чажма, советская АПЛ К-431	10.08.1985	Из-за нарушения персоналом правил перегрузки ядерного топлива в одном из реакторов возникла самопроизвольная цепная реакция и произошел взрыв		
6	Норвежское море, советская АПЛ К-278	07.04.1989		Подводный пожар	
7	Баренцево море, руссийская АПЛ «Курск»	12.08.2000			Причины не выяснены
8	Советский атомный ледокол «Ленин»	03.02.1965	Ошибка операторов		
9	Казахстан, г. Семипалатинск	29.08.1949	Неправильные расчеты мощности взрыва		
10	Тихий океан, Маршалловы о-ва, атолл Бикини	01.03.1954	Неправильные расчеты мощности взрыва		
11	США, г. Карлсбад	10.12.1961	Неправильные расчеты мощности взрыва		
12	Казахстан, г. Семипалатинск	15.01.1965	Неправильные расчеты мощности взрыва		
13	Якутия, пос. Айхал	24.08.1978	Неправильные расчеты мощности взрыва		
14	США, Ок-Риджская нац. лаборатория	01.09.1944	Нарушение технологического процесса	Самопроизвольная цепная реакция	
15	США, г. Ок-Ридж, радиохимический завод Y-12	16.06.1958	Нарушение технологического процесса		
16	Югославия, г. Винке	15.10.1958		Самопроизвольная цепная реакция	

Продолжение Табл. 1

17	США, АЭС «Три-Майл-Айленд»	28.03.1979	Нарушения в порядке ремонта АЭС	Сбой в работе оборудования	
18	СССР, Киевская обл., Чернобыльская АЭС	26.04.1986	Ошибки персонала		
19	Япония, АЭС «Фукусима»	11.03.2011	Ошибки руководства с охлаждением реакторов. Не знали о последствиях аварий на АЭС «Три-Майл-Айленд» и на ЧАЭС		
20	СССР, Челябинск-65	21.04.1953		Самопроизвольная цепная реакция	
21	СССР, Челябинск-65	19.06.1948		Технические недоработки	
22	СССР, Челябинск-65	04.01.1949	Нарушение технического регламента		
23	Челябинская обл., р. Теча	03.03.1949	Массовый сброс в р. Теча высокоактивных жидких радиоактивных отходов. Расчет влияния радиоактивных отходов на жителей местности вдоль реки проведен не был. Преступная халатность руководства		
24	СССР, Челябинск-65	29.09.1957	Не была проработана технология хранения радиоактивных отходов	Не было контроля за температурой в системе охлаждения емкостей с радиоактивными отходами	

Заключение

Анализ рассмотренных катастроф свидетельствует о том, что главной причиной аварий на атомных объектах является человеческий фактор, а не технические неполадки ядерных устройств. Это проявилось в следующем:

1. Отсутствие необходимых знаний и, как следствие, принятие неправильных решений.
2. Излишняя самоуверенность, неправильное планирование и организация работ.
3. Безответственное отношение к выбору технологий работ на атомных объектах.

Выводы

Персонал всех атомных объектов должен быть ознакомлен с историей атомных аварий и быть подготовленным к правильным действиям в чрезвычайных обстоятельствах.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Sources and effects ionizing radiations. United Nations Scientific Committee on the Effects Atomic Radiation // UNSCEAR, 2008. Report to General Assembly with Scientific Annexes. – vol. 2.*
2. *Scientific Annexes C, D, E. United Nations // NY, 2011.*

АНАЛІЗ ЯДЕРНИХ АВАРІЙ ТА ЇХНІХ ПРИЧИН

В. Г. Бар'яхтар, М. Г. Данилевич

Інститут магнетизму НАН та МОН України, м. Київ

В роботі на підставі даних МАГАТЕ розглянуто проблему головних причин ядерних аварій. Зроблено висновок про те, що велику роль у них відіграє людський фактор. Біля 70% усіх аварій пов'язано з помилками персоналу, браком знань під час прийняття рішень щодо експлуатації ядерних об'єктів, ядерних випробуваннях і ядерних вибухах у мирних цілях. Частка технічних і стихійних причин складає по половині з 30%, що залишилися.

ANALYSIS OF NUCLEAR ACCIDENTS AND THEIR CAUSES

V. G. Baryakhtar, M. G. Danylevych

Institute of Magnetism under National Academy of Sciences and Ministry of Education and Science of Ukraine, Kyiv

The paper deals with the problem of basic causes of nuclear accidents basing on the IAEA data. A conclusion about the major role of human factor was made. Approximately 70% of all the accidents are related to personnel errors, lack of knowledge in making decisions on the operation of nuclear facilities, nuclear tests, and peaceful nuclear explosions. Halves of the remaining 30% accrue to technical and natural causes.

МІНІСТЕРСТВО ЕКОЛОГІЇ ТА ПРИРОДНИХ РЕСУРСІВ УКРАЇНИ
ДЕРЖАВНЕ АГЕНТСТВО УКРАЇНИ З УПРАВЛІННЯ ЗОНОЮ ВІДЧУЖЕННЯ

ПРОБЛЕМИ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ

Науково-технічний збірник

Випуск 13–14

(російською та українською мовою)

Підпис. до друку 25.12.15. Формат 70×108/16. Папір офс. Друк офс.
Ум. друк. арк. 7,7. Тираж 500 пр. Зам. № 12-1058.

ДНДУ «Чорнобильський центр з проблем ядерної безпеки,
радіоактивних відходів та радіоекології»
вул. 77-ї Гвардійської дивізії, 11, м. Славутич, Київська обл., Україна, 07101
Свідоцтво суб'єкта видавничої справи КВ № 20395-10195 Р від 20.11.2013

Видавництво «КІМ»
Свідоцтво про внесення до державного реєстру
суб'єктів видавничої справи серії ДК № 2888 від 03.07.2007
03680, м. Київ, вул. Крижановського, 3
ОКТБ – корп. 5, оф. 140. Тел. (044) 502 41 23