

ДП “ДЕРЖАВНИЙ НАУКОВО-ІНЖЕНЕРНИЙ ЦЕНТР
СИСТЕМ КОНТРОЛЮ ТА АВАРІЙНОГО РЕАГУВАННЯ”
МІНЕНЕРГОВУГІЛЛЯ УКРАЇНИ

ЯДЕРНА ЕНЕРГЕТИКА ТА ДОВКІЛЛЯ

Науково-виробничий журнал

NUCLEAR POWER AND THE ENVIRONMENT

Scientific and Industrial Journal

№ 1 (7), 2016

Виходить 1—4 рази на рік

Заснований у травні 2012 року

Київ — 2016

Науково-виробничий журнал “Ядерна енергетика та довкілля” публікує науково-дослідні, інженерно-технічні та експертно-аналітичні розробки у сфері радіаційної фізики, ядерної, радіаційної та екологічної безпеки, радіаційного матеріалознавства, безпеки та надійності ядерно-енергетичних установок, аналітичної та радіаційної хімії, використання нанотехнологій, ІТ-технологій і промислових технологій та з інших напрямків досліджень, які можуть бути використані для розвитку ядерно-енергетичної галузі, а також інформує населення щодо результатів контролю та моніторингу стану довкілля.

У журналі друкуються статті, які є завершеними роботами, що містять нові результати теоретичних та експериментальних досліджень і становлять інтерес для науково-технічних працівників ядерно-енергетичної галузі та широкого кола читачів, які цікавляться ядерною енергетикою та екологічними проблемами довкілля.

Статті приймаються до друку українською, російською та англійською мовами.

ЗАСНОВНИКИ:

ДП “Державний науково-інженерний центр систем контролю та аварійного реагування” (ДП “ДНІЦ СКАР”) Міненерговугілля України та Українське ядерне товариство (УкрЯТ)

Редакційна колегія:

Головний редактор: *Васильченко В. М.*, канд. техн. наук (ДП “ДНІЦ СКАР”)

Заступник головного редактора: *Масько О. М.*, канд. хім. наук (ДП “ДНІЦ СКАР”)

Відповідальний секретар: *Пуртов О. А.*, канд. фіз.-мат. наук (ДП “ДНІЦ СКАР”)

Барбашев С. В., д-р. техн. наук (Українське ядерне товариство)

Бондарьков М. Д., канд. фіз.-мат. наук (ДНДУ “Чорнобильський центр з проблем ядерної безпеки, радіоактивних відходів та радіоекології”)

Дубковський В. О., д-р техн. наук, професор (Одеський національний політехнічний університет)

Інюшев В. В., канд. техн. наук (ДП “ДНІЦ СКАР”)

Корольов О. В., д-р техн. наук, професор (Одеський національний політехнічний університет)

Куц В. М., канд. фіз.-мат. наук (ДП “ДНІЦ СКАР”)

Литвинський Л. Л., д-р фіз.-мат. наук (ТОВ “АЕСКАР”)

Маслов О. В., д-р техн. наук, професор (Одеський національний політехнічний університет)

Неклюдов І. М., академік НАНУ, д-р фіз.-мат. наук (ІНЦ “ХФТГ” НАНУ)

Новосолов Г. М., канд. фіз.-мат. наук (ДП “ДНІЦ СКАР”)

Носовський А. В., д-р техн. наук, професор (ДП “ДНТЦ ЯРБ”)

Печериця О. В., канд. техн. наук (ДП “ДНТЦ ЯРБ”)

Протасов О. О., д-р біол. наук, професор (ДУ “Інститут гідробіології НАН України”)

Пуртов О. А., канд. фіз.-мат. наук (ДП “ДНІЦ СКАР”)

Пишико Г. М., д-р хім. наук (ДУ “Інститут колоїдної хімії та хімії води ім. А. В. Думанського НАН України”)

Рязанов В. В., д-р фіз.-мат. наук (Інститут ядерних досліджень НАН України)

Харченко В. С., д-р техн. наук, професор (Національний аерокосмічний університет ім. М. Є. Жуковського “Харківський авіаційний інститут”)

Ястребенецький М. О., д-р техн. наук, професор (ДП “ДНТЦ ЯРБ”)

Адреса редакції:

Державний науково-інженерний центр
систем контролю та аварійного реагування
проспект Героїв Сталінграду, 64/56
м. Київ, 04213
Тел./факс: (380-44) 411-92-70
Електронна адреса: purtov.dnic@gmail.com
<http://dnic.com.ua>

Editor's address:

State Scientific Engineering Center
of Control Systems and Emergency Response
Geroiv Stalingrady, 64/56
Kyiv, 04213, Ukraine
Tel./fax: (380-44) 411-92-70
E-mail: purtov.dnic@gmail.com
<http://dnic.com.ua>

Друкується за постановою науково-технічної ради ДП “ДНІЦ СКАР” (№ 6 від 20.06.2016)

Журнал включено до Переліку наукових фахових видань України

наказом Міністерства освіти і науки України № 1528 від 29.12.2014

Свідectво про державну реєстрацію друкованого засобу масової інформації

Серія КВ № 18914-7704пр від 06.05.2012

ЗМІСТ

Барбашев С. В. Современное состояние и направления деятельности по повышению экологической безопасности атомной энергетики.....	4
Погосов О. Ю., Дерев'янюк О. В. Додаткові технічні можливості для удосконалення систем безпеки АЕС і зниження ризику негативного впливу об'єктів ядерної енергетики на довкілля	13
Вітько В. І., Гончарова Л. І., Жегуліна Ю. М., Карташов В. В., Коваленко Г. Д. Вплив Рівненської АЕС на об'ємну активність тритію у річці Стир.....	17
Ковецкая М. М., Кондратьева Е. А., Ковецкая Ю. Ю., Кравчук А. В., Скицько А. И., Сорокина Т. В. Режимы ухудшенного теплообмена при течении воды сверхкритического давления в каналах с пучками стержней.....	26
Протасов А. А., Силаева А. А., Новоселова Т. Н. Опыт многолетнего гидробиологического мониторинга техноэкосистем АЭС	33
Степанова Т. И., Протасов А. А., Силаева А. А., Новоселова Т. Н., Громова Ю. Ф. Особенности гидробиологического режима техноэкосистемы Хмельницкой АЭС в условиях снижения уровня воды.....	38
Пшеничний В. А., Архипов В. М., Горбиць Л. В. Оцінки потужності еквівалентної дози компонент космічного випромінювання та щільності їх потоків у місті Києві	43
Кротенко В. В. Сучасний стан подолання наслідків аварії на ЧАЕС	48
Чжоу Хуи Юй Объемные и поршневые насосы на АЭС и их основные проблемы	53
Королев А.В. Коэффициент полезного действия и время.....	56
Кеймиров М. А., Пузырная Л. Н., Пшинко Г. Н., Косоруков А. А., Яцик Б.П. Очистка вод от соединений U(VI) с применением магний-железных слоистых двойных гидроксидов...	59
Пшинко Г. М., Пузырна Л. М., Яцик Б.П. Сорбційні матеріали для очищення водних середовищ від урану (VI).....	65

CONTENTS

Barbashev S. Current status and activities to improve environmental safety of nuclear power	4
Pogosov A.Yu., Derevianko O.V. Additional technical opportunities for improvement of NPP safety and reduce the risk of negative influence of nuclear power facilities on the environment.....	13
Vit'ko V. I., Goncharova L. I., Zhegulini Iu. N., Kartashov V. V., Kovalenko G. D. Impact of the Rivne NPP on tritium volumetric activity in the Styr River.....	17
Kovetskaya M., Kondratieva E., Kovetskaya Yu., Kravchuk A., Skitsko A., Sorokina T. Regime of degraded heat transfer in the flow of supercritical water in the channels with rod bundles.....	26
Protasov A., Syliaeva A., Novosolova T. The experience of many years hydrobiological monitoring of NPP technoecosystem.....	33
Stepanova T., Protasov A., Silaeva A., Novosolova T., Gromova Ju. Features of hydrobiological regime of Khmelnytsky NPP technoecosystem under conditions of lowering of water level	38
Pshenychniy V. A., Arkhypov V. M., Gorbyts L. V. The estimation of ambient doses of the cosmic ray components and their density fluxes in Kyiv.....	43
Krotenko V.V. Current status of to overcome ChNPP accident consequences	48
Zhou Huiyu Volumetric and piston pumps for nuclear power plants and their main problems.....	53
Korolov O.V. Efficiency and time.....	56
Keymirov M. A., Pshinko G. N., Puzyrnaya L. N., Kosorukov A. A., Yatsyk B. P. Water purification compounds of U(VI) with the use of magnesium-iron layered double hydroxides.....	59
G. N. Pshinko, L. N. Puzyrnaya, B. P. Yatsyk Absorbent materials for the purification of aqueous media from the uranium (VI).....	65

УДК 621.039:629.039.58:504.06:504.064.36

*С. В. Барбашев**Одесский национальный политехнический университет, г.Одесса*

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ И НАПРАВЛЕНИЯ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ ПО ПОВЫШЕНИЮ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ БЕЗОПАСНОСТИ АТОМНОЙ ЭНЕРГЕТИКИ

На основе анализа экологических проблем атомной энергетики, связанных с различными факторами воздействия на человека и природную среду, выделены три группы задач, решение которых будет способствовать повышению экологической безопасности атомной энергетики: повышение уровня и степени информативности сведений о состоянии окружающей среды в районе расположения АЭС, организация и проведение работ по превентивной готовности к аварийному реагированию, создание и внедрение технологий надежного захоронения долгоживущих высокоактивных радиоактивных отходов. Рассмотрены современные подходы и тенденции, которые уже начали реализовываться или планируются для решения перечисленных выше задач.

Ключевые слова: атомная энергетика, экологические проблемы, экологическая безопасность, радиоэкологический мониторинг, аварийное реагирование, превентивная готовность, долгоживущие высокоактивные радиоактивные отходы и технологии обращения с ними.

На практике доказано, что воздействие АЭС на окружающую природную среду (ОС), людей и биоту при соблюдении штатных режимов её работы незначительно. Оно проявляется, в основном, на предприятиях ядерного топливного цикла (ЯТЦ), связанных с добычей урана, его переработкой и производством ядерного топлива для АЭС, регенерацией урана и плутония из отработавшего ядерного топлива.

Однако, опасность АЭС для человека и ОС резко возрастает в аварийных ситуациях. Это требует осознания необходимости строгого соблюдения условий ядерной, радиационной, экологической безопасности (ЭБ) и принципов культуры безопасности.

Долгое время экологические проблемы атомной энергетики (АЭ) уходили на второй план по сравнению с её возможностями. Всего за пару десятилетий доля АЭ достигла небывалых показателей в мировой энергетике, что делало её очень привлекательной для инвестиций и планомерного развития. В энергетическом балансе некоторых стран часть энергии, получаемой из ядерного топлива, стала значительной, например, во Франции более 75% в общем балансе производства электроэнергии.

Даже растущий объем информации об экологических проблемах АЭ не сказался на темпах её развития. На все аргументы оппонентов АЭ приводились данные “атомных” экспертов, которые показывали, что стабильно работающая АЭС выделяет в ОС очень небольшое количество радионуклидов и других нерадиоактивных загрязнителей, причем это количество по уровню опасности (риска) оказывает воздействие на ОС в несколько раз меньшее, чем выбросы тепловой электростанции аналогичной мощности.

Все это соответствовало (и соответствует) действительности. Поэтому до Чернобыльской трагедии об экологических проблемах АЭ говорилось очень мало. За долгие годы эксплуатации многочисленных АЭС по всему миру эта отрасль заслужила репутацию самой безопасной: повышенные меры безопасности гарантировали безаварийную и эффективную работу АЭС.

Но после аварий на Чернобыльской АЭС и, особенно, на АЭС «Фукусима-1», экологические проблемы вышли на первый план при обсуждении путей развития мировой АЭ. Тем не менее, и сейчас в вопросах обеспечения экологической безопасности АЭС часто преобладают лишь декларативные заявления, далекие от практической реализации.

До недавнего времени все экологические проблемы АЭ сводились, в основном, к сложностям в утилизации радиоактивных отходов (РАО) АЭС, в т.ч. отработавшего ядерного топлива (ОЯТ). На самом деле таких проблем больше.

Действительно, влияние долгоживущих высокоактивных отходов (ДВАО) на ОС на сегодняшний день доказано множеством научных трудов и специальными измерениями в уже существующих захоронениях ОЯТ [1]. Проблема, связанная с захоронением высокоактивных РАО и ОЯТ, окончательно не решена до сих пор и все еще остается одной из главных, обуславливающих пути развития АЭ в мире.

Неизбежной проблемой АЭС следует также считать их воздействие на водные объекты, вода которых используется для технологических нужд станции. Так, нагретая сбросная вода, попадая в гидрографическую систему, находящуюся в районе расположения АЭС, вызывает повышение температуры воды водоемов, вследствие чего на-

блюдается потеря кислорода в них, увеличивается вероятность цветения, возрастают явления теплового стресса у гидробионтов. Кроме этого, в процессе своей деятельности АЭС потребляет огромные массы воды, идущие на охлаждение агрегатов станции, что может нарушить баланс в водной системе района размещения АЭС, например, как в районе расположения Южно-Украинского энергетического комплекса [2,3] или Ровенской АЭС [4]. При использовании же градиен для охлаждения возможно даже изменение микроклимата в районе станции [5].

Кроме того, в перечень экологических последствий от воздействия АЭС на ОС можно включить:

- изменение рельефа и ландшафтов в результате локального механического воздействия при строительстве;

- усиление действия ионизирующего излучения на биоту района расположения АЭС в результате сочетанного действия радиационных и нерадиационных факторов (тепловой сброс, химическое загрязнение);

- опасность получения больших доз радиации персоналом, населением и биотой в результате ядерных аварий, а также радиоактивное загрязнение агропромышленной продукции — основного поставщика дозообразующих радионуклидов (в т.ч. вне территории загрязнения) в продукты питания человека.

К перечисленным выше следует добавить еще одну проблему, связанную с экологией — проблему утилизации значительного количества радиоактивных отходов при снятии с эксплуатации АЭС. Решать эту задачу необходимо только с учетом экологических рисков, которые сопровождают каждый шаг этого процесса.

Естественно, степень влияния перечисленных факторов воздействия АЭС на ОС различна. Тем не менее, все они должны быть учтены при определении экологического риска от АЭС при планировании путей развития атомной энергетики.

Обобщив существующие экологические проблемы АЭ, связанные с различными факторами воздействия на человека и природную среду, можно выделить три группы задач, решение которых будет способствовать повышению экологической безопасности АЭ:

1. Получение представительной информации о состоянии ОС в районе расположения АЭС с целью управления экологической безопасностью и минимизации возможных экологических последствий при штатном и аварийном режимах работы АЭС.

2. Организация и проведение работ по превентивной готовности к аварийному реагированию с целью снижения экологических и радиационных

рисков, возникающих при авариях на АЭС.

3. Создание и внедрение технологий надежного захоронения долгоживущих высокоактивных радиоактивных отходов.

Рассмотрим получившие одобрение у ведущих специалистов и ученых из разных стран современные подходы и тенденции, которые уже начали реализоваться или, во всяком случае, в настоящее время планируются для решения перечисленных выше задач. Сначала поговорим о том, как первая из названных выше задач решалась и еще решается в настоящее время.

Получение представительной информации о состоянии ОС в районе расположения АЭС. Традиционно при обеспечении ЭБ на предприятиях АЭ основное внимание уделялось и уделяется до сих пор техническим и технологическим аспектам. Однако, как показывает практика, для повышения уровня ЭБ любого промышленного предприятия технических и технологических решений недостаточно. Больше внимания следует уделять управленческим вопросам обеспечения ЭБ, которые логически связаны с охраной ОС, системами контроля ОС, а также следуют из требований стандартов серии ISO 9000 и ISO 14000.

Необходимость организации и функционирования системы регулирования и управления ЭБ на предприятиях АЭ на всех этапах их жизненного цикла, позволяющей прогнозировать, не допускать, а в случае возникновения — указать пути ликвидации чрезвычайных ситуаций, вытекает также из самого определения ЭБ. Смысл, заключенный в определении экологической безопасности, состоит в отсутствии угрозы для ОС, защищенности биосферы, человеческого общества и государства от внутренних и внешних воздействий, негативных процессов, создающих опасность здоровью людей, существованию биологического разнообразия, устойчивому функционированию экологических систем и выживанию человечества.

Используемые в настоящее время на АЭС системы радиационной безопасности (РБ) не совсем обоснованно отождествляют с системами ЭБ. Они строятся на антропоцентрическом принципе радиационной защиты: «защищен человек — защищена окружающая среда» (МКРЗ № 26, 1977 г.). Им руководствуются при организации и ведении радиационного контроля на АЭС. Однако защищенность человека не во всех ситуациях обеспечивает защиту биоты. Есть живые организмы, которые обладают большей радиочувствительностью, чем человек, или, по крайней мере такой же, например, овца, осел, собака [6]. Высокой радиочувствительностью обладают и некоторые наземные растения, например, хвойные [7]. Яркий тому пример — «Рыжий лес» - зона полной гибели хвойных пород с частичным повреждением лист-

венных пород в результате мощного радиоактивного загрязнения, вызванного аварией на Чернобыльской АЭС [8].

Кроме всего прочего, в существующих на АЭС системах радиационной безопасности окружающая среда выступает не как система, в которой формируется доза облучения, обуславливающая риск для жизни, а как своеобразный индикатор, характеризующий технологические параметры выбросов и сбросов АЭС, и сопоставляющий их уровни с существующими радиационно-гигиеническими нормативами. Свойства среды и миграционные процессы, происходящие в ней, не учитываются при проведении радиационных измерений в окружающей среде и выполнении прогнозных оценок влияния АЭС на население и окружающую среду. В результате, проблематичным становится решение нижеследующих важных групп задач в области радиационной безопасности: получение достоверной оценки радиационного состояния окружающей среды в районах расположения АЭС при разных режимах их работы, разработка эффективных мер защиты окружающей среды и населения при авариях, экологическое нормирование воздействия АЭС на человека и биоту и управление ЭБ.

Перечисленные задачи можно решить, если при создании на АЭС системы радиационной безопасности учесть, как это рекомендуется в новых публикациях МКРЗ № 103 (2007г.), экоцентрический подход, согласно которому человек является частью экосистемы, и рассматривать систему РБ как часть системы ЭБ. При этом обеспечивается радиационная безопасность не только населения, но и окружающей природной среды, что соответствует реализации комплексного биосферного подхода. Такой подход предполагает, что каждый из элементов биосферы может рассматриваться не только как объект, испытывающий воздействие радиоактивного загрязнения, но и как источник такого воздействия.

Итак, для того, чтобы контролировать и управлять процессом дозообразования и формирования радиационной (экологической) обстановки в районах расположения АЭС при разных режимах их работы следует внести такие изменения в применяющуюся в настоящее время систему радиационной безопасности АЭС, которые дополняют ее экологической составляющей. Ею может стать система радиоэкологического мониторинга ОС района расположения АЭС (РЭМ АЭС).

Предлагаемая автором настоящей статьи система РЭМ АЭС, являющаяся продуктом обобщения результатов исследований ученых Украины, России, Белоруссии и других стран, а также собственных [9], выглядит нижеследующим образом.

Исходными постулатами, вытекающими из

многолетнего мирового опыта эксплуатации АЭС, и, которые определяют методологию **создания системы РЭМ АЭС**, являются следующие:

- АЭС является источником не только радионуклидов и ионизирующего излучения, но химического и теплового загрязнения, а также изменений, связанных с антропогенными факторами, например, строительством и урбанизацией района ее размещения;

- критическим фактором воздействия АЭС на окружающую среду и человека является радиационный, который становится главным при авариях;

- система обеспечения радиационной безопасности АЭС должна базироваться на принципе эколого-гигиенического нормирования, в первую очередь защищающем человека от воздействия вредных факторов, но учитывающим экологическое состояние и особенности среды его обитания;

- применяемые для обеспечения экологической, в т.ч. радиационной, безопасности АЭС методы должны учитывать законы поведения разных химических вещества (как стабильных, так и радиоактивных) в биогеоценозах района расположения АЭС, их характеристики и свойства..

В основу методологии (концепция, принципы, методы) **штатного и аварийного РЭМ АЭС** **положена следующая концепция:** мониторинг должен быть комплексным (наблюдение и контроль за всеми элементами ОС и всеми видами загрязняющих веществ, вне зависимости от типа источника), учитывать системное единство «АЭС + другие виды деятельности + природная среда + человек» и наличие обратной связи между технологическим процессом на АЭС, состоянием ОС и здоровьем человека, что обеспечивает соблюдение эколого-гигиенических принципов нормирования факторов воздействия и дает возможность управлять состоянием окружающей среды.

По учету факторов влияния на ОС **комплексный РЭМ АЭС должен быть** радиационным, но экологическим по содержанию работ, направленных на изучение воздействия этих факторов на экосистемы, то есть быть **радиоэкологическим**. Он должен учитывать характеристики геосистем, находящихся в зоне влияния АЭС (типы ландшафтов, геохимию ландшафтов и т.п.), миграционные условия природной среды (метеоусловия, стоки, места накопления и т.п.), физико-химические свойства загрязнителей разной природы (изоморфизм, изотопные и неизотопные аналоги и т.п.), сочетанное действие загрязнителей разной природы и другие факторы, определяющие уровень воздействия АЭС на человека и окружающую природную среду.

Предложенная концепция обуславливает следующую **схему ведения (задачи) комплексного радиоэкологического мониторинга** окружающей

природной среды в районах расположения АЭС, в соответствии с которой решаются такие задачи:

1. Наблюдение за всеми факторами воздействия и состоянием окружающей природной среды, оценка существующего уровня загрязнения элементов ОС и уровня экологической опасности и риска, определение критических факторов, путей и механизмов воздействия на человека и природную среду.

2. Моделирование поведения приоритетных загрязняющих веществ, особенно РН, в окружающей природной среде и пищевых цепочках, определение критических элементов ОС, критических звеньев в пищевых цепочках с целью прогнозирования уровня загрязнения окружающей среды и дозовых нагрузок на население и определения критических групп населения и др.

3. Управление окружающей средой (экологической безопасностью) в районах расположения АЭС.

Предлагаемая схема проведения РЭМ АЭС включает в себя задачи, свойственные обычному мониторингу (наблюдение за факторами воздействия и состоянием окружающей среды, оценка существующего уровня загрязнения элементов окружающей среды, прогнозирование изменения существующего уровня загрязнения окружающей среды под действием различных факторов). Однако, в основу решения этих задач положен экоцентрический подход, что соответствует эколого-гигиеническому принципу нормирования радиационных факторов воздействия, т.е. делает человека частью экосистемы. Это обуславливает расширение функций классического мониторинга, который предполагает выдачу информации для принятия соответствующих решений, в сторону управления, что соответствует современным научным воззрениям и требованиям к обеспечению экологической безопасности. Этим самым мониторинг переводится из разряда информационных систем в информационно-управляющие.

При этом под управлением экологической безопасности в соответствии с существующими в настоящее время определениями [11-15] будем понимать **непрерывный целенаправленный циклический процесс**, при котором, на основании получаемой информации, орган управления воздействует на объект с целью противостоять негативным факторам, угрозам и опасностям для человека и окружающей природной среды, т.е. реализуется обратная связь между технологическим процессом и состоянием ОС и здоровья человека.

Один из вариантов практической реализации управленческой функции мониторинга — объединение информации, получаемой на всех этапах его

проведения, посредством экспертных систем [16].

В случае коммунальной радиационной аварии методология РЭМ территории, на которую распространяется влияние аварийной АЭС, также должна основываться на эколого-гигиенических принципах нормирования радиационных факторов и учитывать особенности атмосферного переноса аварийного выброса, физико-географические, ландшафтно-геохимические, демографические и другие характеристики местности, а также результаты, полученные при ведении штатного мониторинга (превентивная готовность к аварийному реагированию).

При этом оценку уровней загрязнения окружающей среды и дозовых нагрузок на население целесообразно проводить для критических РН (с учетом их значимости), критических элементов окружающей среды, в т.ч. агросферы, как критической отрасли по вкладу в дозу облучения человека, критических групп населения. (Критические элементы — индикаторы, позволяющие выявлять изменения в среде на ранних стадиях).

Управление (изменение качества с целью уменьшения критичности) окружающей средой в случае аварии трансформируется в выбор контрмер, направленных на минимизацию уровней загрязнения окружающей среды, доз на население и численности лиц из населения, оказавшихся в сфере воздействия аварийного облучения.

Схема РЭМ АЭС, которая отображает предлагаемую методологию, приведена на рисунке 1. Основным методом проведения РЭМ территории расположения АЭС является ландшафтно-геохимическое районирование, т.е. деление контролируемой территории на однородные по своим характеристикам участки.

Это дает возможность построить сеть мониторинга, которая будет учитывать не только самые неблагоприятные метеоусловия, но и рельеф местности, типы ландшафтов и почв, плотность загрязнения, численность населения и другие, поддающиеся количественным оценкам характеристики местности и источника выброса. Пунктов наблюдения в такой сети должно быть около 100.

Представительность оценок, получаемых при ведении мониторинга, обеспечивается методикой отбора и приготовления средних проб, используемых для анализа радиоактивного загрязнения.

Для достижения одинаковой (равной) точности результатов измерений, распределение числа средних проб по исследуемой территории проводится пропорционально величинам площади, плотности загрязнения, численности населения и другим, значимым с точки зрения риска и поддающимся учету факторам с помощью весовых коэффициентов.

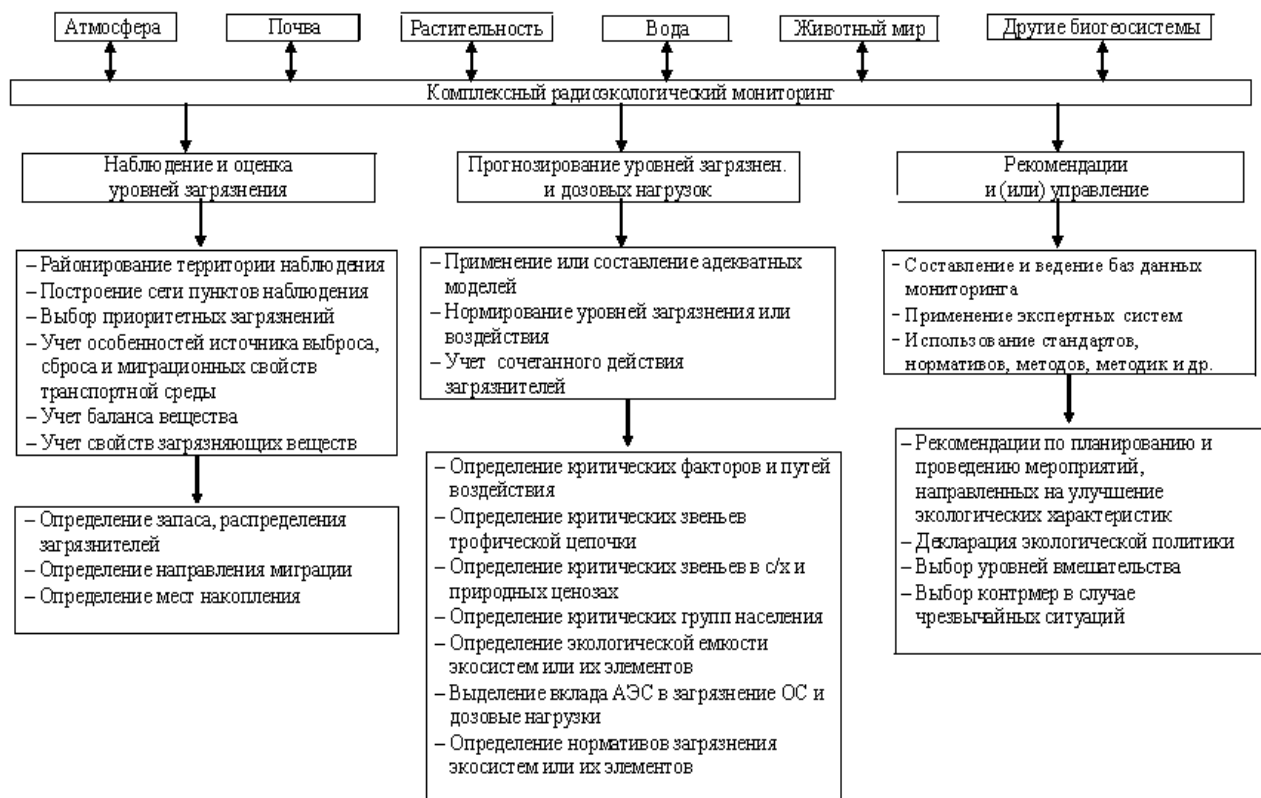


Рисунок 1. Схема комплексного радиоэкологического мониторинга окружающей среды в районе расположения АЭС

РЭМ, основанный на изложенных выше методологических подходах, был успешно проведен на Запорожской, Чернобыльской (до и после аварии), Хмельницкой и Балаковской АЭС, а также на строящейся Одесской АТЭЦ. При проведении на этих АЭС мониторинговых исследований были получены представительные и сопоставимые результаты, которые позволили уменьшить ошибки и неопределенности при оценке радиоэкологической обстановки на контролируемой территории.

Следует сказать, что методика проведения РЭМ, основанная на вышеизложенной методологии, включающая методики районирования территории расположения АЭС и формирования сети мониторинга, была разработана под руководством профессора Б.С. Пристера коллективом ученых кафедры АЭС Одесского политехнического института еще в начале 80-х годов прошлого века. Она приведена в «Руководстве по организации контроля состояния природной среды в районе расположения АЭС», утвержденном Минздравом и Госкомгидрометом СССР в 1988 году и одобренном коллегией Госпроматомнадзора СССР в 1989 году, но, к сожалению, до сих пор остается вне внимания специалистов ядерной отрасли.

Внедрение же на АЭС системы радиоэкологического мониторинга, построенного на основе «экологической» методологии, могло бы дать возможность получения представительной и комплексной информации о состоянии ОС в районе

расположения АЭС при любых режимах её работы, а также позволит эффективно управлять экологическими рисками.

В настоящее время подходы, учитывающие современные тенденции повышения радиационной и экологической безопасности радиационно-опасных объектов, методологически близкие изложенным выше, начали активно внедряться на российских АЭС [17-21] и в Белоруссии при строительстве АЭС в Островце. На украинских АЭС работа пока еще ведется по старинке, а в некоторых случаях — даже на основе «советских» методик и рекомендаций, например, таких, как [22-25]. Однако понимание необходимости усовершенствования методологического, методического, нормативно-законодательного обеспечения деятельности, направленной на повышение экологической безопасности АЭС, создание и внедрение на АЭС новых экологических технологий, уже появляется и в наших отраслевых документах [26].

Предлагаемая методология проведения РЭМ могла бы стать базовой для всех АЭС. На ее основе можно разработать (или усовершенствовать существующие) методики, руководства, регламенты, рекомендации по ведению на АЭС РК и РЭМ. Это позволит повысить эффективность управления радиационной и экологической безопасностью станций.

Превентивная готовность к аварийному реагированию. Вероятность аварий на АЭС нельзя



исключить. Этот факт делает актуальной проблеме аварийного реагирования, которая включает в себя необходимость создания системы реагирования за пределами промышленной площадки АЭС, превентивной готовности государственных органов к авариям - оповещение населения, проведение мониторинга и радиационного контроля, реализация экстренных контрмер и т.п. Эти меры являются «первичными» в общей системе действий по преодолению последствий аварий. Именно безотлагательные, но превентивно продуманные меры позволят предотвратить облучение больших контингентов населения, предупредить возникновение паники и слухов, уменьшить социально-психологические последствия стрессов.

При запроектных и тяжелых авариях превентивные аварийные планы должны предусмотреть уровни вмешательства и контрмеры, обеспечивающие эффективную радиационную защиту населения и окружающей природной среды. Методология составления планов ликвидации проектных аварий разработана достаточно полно, так как основана на многолетнем опыте эксплуатации. В условиях тяжелой запроектной радиационной аварии требуются планирование действий и творческий подход не только персонала АЭС, но и специальных служб далеко за ее пределами, анализ и учет большого объема геофизической, демографической и экологической информации о зоне влияния аварийной АЭС, определяющей формирование радиационной обстановки и дозовых нагрузок на население. Эти действия относятся к компетенции государства - министерств экологии, аграрной политики, здравоохранения и др.

Из вышесказанного следует необходимость создания и поддержания высокого уровня **национальной системы реагирования** на потенциально возможные радиационные аварии. Создание такой системы должно начинаться с организации и проведения работ по превентивной готовности к аварийному реагированию, включающих разработку и внедрение в практику **национальной системы радиоэкологического мониторинга**, покрывающей всю территорию Украины, построенной на основе экоцентрического подхода. Такая система является источником информации, необходимой для составления прогнозных оценок об особенностях формирования радиационной обстановки и дозовых нагрузок на население при аварии, и создания в стране **единой государственной автоматизированной системы контроля радиационной обстановки**, о чем говорится уже почти 30 лет, но реально так ничего и не сделано [27]. И это несмотря на то, что анализ ситуации в части организации, нормативно-правового, методического, технического, информационного и финансового обеспечения радиационного контроля (мо-

ниторинга) окружающей среды, в т.ч. АСКРО, для Украины уже выполнен, а реальность создания национальной системы радиационного контроля и аварийного реагирования подтверждена огромным числом научных работ и практических разработок [27].

Если мы хотим иметь у себя в стране безопасную для людей и природы атомную энергетику, надо помнить, что затраты на подготовку к реагированию и на само реагирование на аварии много меньше стоимости преодоления их последствий. Об этом свидетельствует мировой опыт ликвидации последствий радиационных аварий.

Создание и внедрение технологий надежного захоронения долгоживущих высокоактивных радиоактивных отходов. Современная ядерная энергетика, основанная на реакторах на тепловых нейтронах, имеет ряд нерешенных и отложенных проблем, влияющих на темпы развития, структуру и эффективность ядерной энергетики в мировом масштабе. Важнейшие из этих проблем:

- минерально-сырьевая база по урану по прогнозам будет не в состоянии обеспечить устойчивое долговременное развитие ядерной энергетики только на реакторах на тепловых нейтронах, так как при этом используется незначительная часть уранового сырья;

- отсутствие технологии надежной изоляции от биосферы радиоактивных отходов, образующихся в ядерном топливном цикле. В первую очередь это касается долгоживущих высокоактивных отходов, к которым относится и облученное ядерное топливо, если предполагается его захоронение без переработки, и оно декларируется как отходы.

В ближайшей перспективе единственным технологически достижимым методом, способным обеспечить достаточную степень защиты населения и биосферы от долгоживущих высокоактивных отходов в течение нескольких сотен лет, является удаление отходов в глубокозалегающие подземные хранилища. Идеология обращения с долгоживущими высокоактивными отходами в этом случае заключается в их отверждении, длительном контролируемом хранении и последующем захоронении в глубокой геологической формации.

В нескольких странах в течение последних десятилетий разрабатываются программы по сооружению глубинных хранилищ для окончательного захоронения отработавшего ядерного топлива или ДВАО (Финляндия, Швеция, США). И хотя идея подземного глубинного захоронения отходов в целях их полной изоляции от биосферы выглядит очевидной, ни в одной стране не начата эксплуатация геологического хранилища.

Организация глубинного захоронения является очень сложной многофакторной проблемой, требующей выполнения в течение длительного вре-

мени огромного объема научных и технических работ. Однако, основным препятствием является отсутствие абсолютных гарантий долговременной безопасности захоронения, а в настоящее время доказательства безопасности при решении любой экологической проблемы должны быть предельно прозрачны.

Согласно научным представлениям, геологические хранилища для удаления ДВАО должны создаваться в геологических структурах, которые обладают долговременной стабильностью, водонепроницаемостью, хорошими сорбирующими свойствами для удержания радионуклидов и др. В качестве подходящих сред рассматривают глину, каменную соль, скальные породы: гранит, базальт, туф. При этом горная порода является главным естественным барьером на пути выхода радионуклидов в биосферу. Искусственными барьерами будут засыпка (буферный материал), пеналы и контейнеры, в которые помещаются отходы, собственно твердая матрица (матрица топлива или матрица, в которую при отверждении инкорпорируются высокоактивные отходы).

В совокупности такая многобарьерная система должна изолировать отходы на длительный период времени — до тех пор, пока не произойдет распад опасных радионуклидов. Обычно это время оценивается как 10 периодов полураспада: для продуктов деления это примерно 300 лет, для актиноидов — более 100 тысяч лет. В этом и проявляется суть проблемы. Можно прогнозировать состояние могильника и интенсивность выхода нуклидов из него на несколько сот лет, хотя и в этом случае возникают вопросы при выборе сценариев эволюции, существуют неопределенности в описании процессов, неточности оценки параметров, неполнота знания геологической структуры и, как результат, ошибка в выборе площадки и др.

Неопределенность в долговременных прогнозах состояния могильника и соответственно выхода из него радионуклидов приводит к тому, что в решении проблемы изоляции радиоактивных отходов важнейшим запрещающим фактором на современном этапе иногда становится социально-политический аспект. Подтверждением может служить ситуация с сооружением национального хранилища ОЯТ США Юкка Маунтин.

В последнее время специалисты многих стран приходят к мнению, что решение важнейшей проблемы АЭ — обращение с ДВАО — принципиально возможно только в крупномасштабной многокомпонентной ядерной энергетике, основанной на использовании реакторов на быстрых нейтронах в замкнутом ядерном топливном цикле с глубокой переработкой облученного ядерного топлива, извлечением индивидуальных радионуклидов или их

групп для возврата в цикл ценного энергетического сырья, полезного использования некоторых изотопов, трансмутацией отдельных актинидов и захоронением не востребуемых радионуклидов без нарушения природного радиационного баланса [28].

Сохранение природного радиационного баланса подразумевает, что через определенный исторически не слишком большой период времени (около 300 лет) суммарная радиотоксичность произведенных в результате эксплуатации АЭС и/или переработки облученного топлива и направляемых на захоронение отходов не будет превышать суммарной радиотоксичности уранового сырья, извлеченного из земной коры для обеспечения АЭС топливом [29].

В 2011 году в России стартовал проект «Прорыв», консолидирующий проекты по разработке реакторов большой мощности на быстрых нейтронах, технологий замкнутого ЯТЦ, а также новых видов топлива и материалов и ориентированный на достижение нового качества АЭ [30 - 31].

Цель проекта — создание ядерно-энергетического комплекса, включающего в себя АЭС с реакторами на быстрых нейтронах, производства по регенерации (переработке) и рефабрикации ядерного топлива, подготовке всех видов РАО к окончательному удалению из технологического цикла и отвечающего следующим требованиям:

- обеспечение конкурентоспособности ядерной энергетики в сравнении с электрогенерацией на органическом топливе при учете всех затрат как углеводородного, так и замкнутого ядерного топливного цикла;

- замыкание ЯТЦ для полного использования энергетического потенциала уранового сырья;

- последовательное приближение к радиационно-эквивалентному (по отношению к природному сырью) захоронению РАО;

- снижение капитальных затрат на сооружение АЭС с реакторами на быстрых нейтронах (по крайней мере до уровня АЭС с реакторами на тепловых нейтронах) за счет технологических и проектно-конструкторских решений, присущих только реакторам на быстрых нейтронах.

В 2014 году на площадке Сибирского химического комбината началось строительство опытно-демонстрационного энергокомплеса в составе реактора на быстрых нейтронах со свинцовым жидкометаллическим теплоносителем БРЕСТ-ОД-300 с пристанционным ядерным топливным циклом, который снижает потенциальную опасность воздействия на ОС и население на стадиях добычи и обогащения топлива, транспортировки ядерных материалов и захоронения РАО. В рамках энерго-

комплекса планируется отработать технологии замыкания ЯТЦ, необходимые для атомной энергетики будущего.

Справедливости ради, следует сказать, что не все специалисты поддерживают идею проекта «Прорыв», указывая на ряд ошибок и нерешенных проблем, которые могут помешать его реализации [32]. Тем не менее, российский проект является пока единственным в мире, направленным на практическое решение проблемы обращения с ДВАО.

Заключение

Обобщение существующих экологических проблем атомной энергетики, связанных с различными факторами воздействия на человека и природную среду позволяет выделить **три группы задач, решение которых будет способствовать повышению экологической безопасности АЭ**:

1. Получение представительной информации о состоянии ОС в районе расположения АЭС с целью управления экологической безопасностью и минимизации возможных экологических последствий при штатном и аварийном режимах работы АЭС.

2. Организация и проведение работ по превентивной готовности к аварийному реагированию с целью снижения экологических и радиационных рисков, возникающих при авариях на АЭС.

3. Создание и внедрение технологий надежного захоронения долгоживущих высокоактивных радиоактивных отходов.

Первая задача может быть решена посредством внедрения на АЭС системы радиоэкологического мониторинга, построенного на основе экологической методологии, что даст возможность

получения представительной и комплексной информации о состоянии ОС в районе расположения АЭС при любых режимах её работы, а также позволит эффективно управлять экологическими рисками.

Решение второй задачи связано с созданием **национальной системы реагирования** на потенциально возможные радиационные аварии, которое должно начинаться с внедрения в практику **национальной системы радиоэкологического мониторинга**, покрывающей всю территорию Украины, построенной на основе эоцентрического подхода. Такая система является источником информации, необходимой для составления прогнозных оценок об особенностях формирования радиационной обстановки и дозовых нагрузок на население при аварии, и создания в стране **единой государственной автоматизированной системы контроля радиационной обстановки**.

Решение третьей задачи принципиально возможно только в крупномасштабной многокомпонентной ядерной энергетике, основанной на использовании реакторов на быстрых нейтронах в замкнутом ядерном топливном цикле с глубокой переработкой облученного ядерного топлива.

В заключение следует подчеркнуть, что решение экологических проблем ядерной энергетики жизненно необходимо, и недооценивать всей их серьезности было бы страшной ошибкой. Хотя при этом и не стоит отказываться от АЭ и закрывать атомные электростанции: для многих стран это единственная возможность получать недорогую энергию и при этом не зависеть от условий и политических предпочтений других государств.

Список использованной литературы

1. Обеспечение безопасности хранилищ радиоактивных отходов предприятий ядерного топливного цикла: учебное пособие/ Н. С. Пронкин, Р. Б. Шарафутдинов, В. И. Савандер — М.: МИФИ, 2011. — 232 с.
2. Страсти вокруг Александровского водохранилища: по ком звонит колокол? [Электронный ресурс]. — Режим доступа: <http://novosti-n.org/analytic/read/2226.html>
3. Установлены режимы работы водохранилищ и водохозяйственных систем бассейна реки Южный Буг на весенне-летний период. [Электронный ресурс]. Режим доступа: http://energoatom.kiev.ua/ru/press/nngc/45317ustanovleny_rejimy_raboty_vodohranilisch_i_vodohozyayistvennyh_sistem_bassejina_reki_yujnyyi_bug_na_vesenneletniyi_period/
4. Вблизи водозабора Ровенской АЭС построят дополнительное гидронапорное сооружение. [Электронный ресурс]. — Режим доступа: <http://www.energyland.info/analytic-show-145411>
5. Никиенко Ю. В. Моделирование и оценка влияния тепловых выбросов ТЭС и АЭС в атмосферу на микроклимат районов их размещения: дис. кандидата физ.мат. наук: 11.00.11 — Санкт-Петербург, 1999. — 128 с.
6. Батлук В. А. Радіаційна екологія: навч. посіб. — К.: Знання, 2009. — 309 с.
7. Радиочувствительность наземных растений при внешнем облучении. [Электронный ресурс]. — Режим доступа: <http://www.activestudy.info/radiochuvstvitelnost-nazemnyx-rastenij-pri-vneshnem-obluchenii/>
8. Рыжий лес. [Электронный ресурс]. — Режим доступа: <http://chornobyl.in.ua/red-forest.html>
9. Барбашев С. В. Система комплексного радиоэкологического мониторинга территории вокруг АЭС. [Электронный ресурс]. — Режим доступа: <http://www.energyland.info/analytic-show-145411>

- гического мониторинга районов расположения АЭС Украины: дис. д-ра техн. наук: 05.14.14. — Одесса, 2009. — 394 с.
10. Елкина Л. Г. Управление экологической безопасностью: принципы, способы и формы организации на предприятии/ Л. Г. Елкина, Р. Р. Набиуллина// Вестник УГАТУ. — 2009. — Т.12, № 3(32). — С.48 - 56.
 11. Ефремов С. В. Управление техносферной безопасностью: краткий курс: Санкт — Петербург: Санкт — Петербургский политехнический университет, 2013. — 46 с.
 12. Черняховский Э. Р. Управление экологической безопасностью: учебно-практическое пособие. — М.: Изд-во «Альфа-Пресс», 2007. — 248 с.
 13. Теория управления. Терминология. — М.: Наука, 1988. — Вып.107. — 56 с.
 14. Понятие управления. [Электронный ресурс]. — Режим доступа: [http:// partnerstvo.ru/lib/up/node/6](http://partnerstvo.ru/lib/up/node/6)
 15. ДСТУ ISO 14001: 2006. Системи екологічного керування. — К.: ДержспоживстандартУкраїни, 2006. — 17 с.
 16. Барбашев С. В. Проблемы управления окружающей средой в районах расположения АЭС и пути их решения. /С. В. Барбашев, Б. С. Пристер, В. А. Канченко// Проблемы обеспечения безопасности информационных и управляющих систем АЭС: сб.научных трудов. — Одесса: Астропринт, 2010. — С.37 — 49.
 17. Методические указания 13.5.13 — 00. Организация государственного радиоэкологического мониторинга агроэкосистем в зоне воздействия радиационно — опасных объектов. Утверждено Первым заместителем Министра Минсельхоза РФ С. А. Данкавертом 07.08.2000.
 18. Методические рекомендации МР 2.6.1.27 — 2003. Зона наблюдения радиационного объекта. Организация и проведение радиационного контроля окружающей среды. Утверждено Министерством Российской Федерации по атомной энергии Департамент безопасности, экологии и чрезвычайных ситуаций в 2003 году.
 19. Руководство по безопасности Федеральной службы по экологическому, технологическому и атомному надзору "Мониторинг метеорологических и аэрологических условий в районах размещения объектов использования атомной энергии" РБ-046-08 (утв. приказом Федеральной службы по экологическому, технологическому и атомному надзору от 29 декабря 2008 г. N 1038). Введен в действие с 1 января 2009 г.
 20. Положение о повышении точности прогностических оценок радиационных характеристик радиоактивного загрязнения окружающей среды и дозовых нагрузок на персонал и население (Утв. приказом Федеральной службы по экологическому, технологическому и атомному надзору от 8 июня 2010 г. № 465).
 21. Методические рекомендации по ведению объектно-го мониторинга состояния недр на предприятиях Государственной корпорации «Росатом».- М.: Центр содействия социально-экологическим инициативам атомной отрасли, 2010. — 192 стр. Методические рекомендации утверждены Заместителем генерального директора — директором дирекции по ЯРБ Государственной корпорации «Росатом» Е. В. Евстратовым 29.11.2010 года.
 22. Санитарные правила проектирования и эксплуатации атомных станций (СП АС 88). Утверждены МЗ СССР 23.11.1988. Зміни щодо встановлення значень допустимих викидів та скидів радіоактивних речовин АЕС в навколишнє природне середовище, внесені спільним наказом МОЗ та Держатомрегулюваннявід 06.05.2003р. № 196/59.
 23. Рекомендации по дозиметрическому контролю в районах расположения атомных электростанций — М.: Минздрав СССР. - 1989.
 24. Методические рекомендации по санитарному контролю за содержанием радиоактивных веществ в объектах внешней среды. — М.: Минздрав СССР.- 1988.
 25. Методические рекомендации. Оценка радиационной обстановки окружающей среды. — М.: Минздрав СССР. - 1988.
 26. Заявление руководства ГП НАЭК «Энергоатом» в сфере экологии. [Электронный ресурс]. — Режим доступа: <http://www.energoatom.kiev.ua/files/file/3.pdf>
 27. Барбашев С. В. Автоматизированные системы контроля радиационной обстановки в окружающей природной среде: монография / С. В. Барбашев, В. И. Витько, Г. Д. Коваленко. — Одесса: Астропринт, 2015.- 132 с.
 28. Концепция радиационной эквивалентности и природоподобия при обращении с радиоактивными отходами.// Информационный бюллетень. Серия: атомная энергетика. — 2012. - № 5-6 (13-14). — 8 с.
 29. Лопаткин А. В. Радиационная эквивалентность и природоподобие при обращении с радиоактивными отходами/ А. В. Лопаткин, В. И. Величкин, Б. В. Никипелов, П. П. Полуэктов// Атомная энергетика. — 2002. — т.92, вып.4. — С. 308 — 317.
 30. Проект «Прорыв». — [Электронный ресурс]. — Режим доступа: <http://www.niirasatom.ru/wps/wcm/connect/nii/mainsite/about/proriv/>
 31. Россия совершила ядерный прорыв. [Электронный ресурс]. - Режим доступа: <https://cont.ws/post/80887>
 32. Серебряков Б. Е. Сказки о радиационной эквивалентности РАО и о замкнутом топливном цикле. — [Электронный ресурс]. - Режим доступа: <http://www.proatom.ru/modules.php?name=News&file=article&sid=4774>.

Получено 11.05.2016

УДК 621.039

*О. Ю. Погосов, О. В. Дерев'янка**Одеський національний політехнічний університет, м. Одеса*

ДОДАТКОВІ ТЕХНІЧНІ МОЖЛИВОСТІ ДЛЯ УДОСКОНАЛЕННЯ СИСТЕМ БЕЗПЕКИ АЕС І ЗНИЖЕННЯ РИЗИКУ НЕГАТИВНОГО ВПЛИВУ ОБ'ЄКТІВ ЯДЕРНОЇ ЕНЕРГЕТИКИ НА ДОВКІЛЛЯ

Розглянуто причини розвитку реактивностної аварії в умовах повного електрознеструмлення енергоблоку АЕС з відмовою механічної частини системи управління та захисту (СУЗ). Запропоновано використовувати турбонасосні агрегати високого тиску з фрикційно-вихровим турбоприводом задля забезпечення подачі розчину борної кислоти з гідроємностей системи аварійного охолодження зони (САОЗ) з використанням інваріантних до електропостачання енергоносіїв в умовах можливої аварії без втрати теплоносія. Показані переваги фрикційно-вихрових турбін перед лопатковими для використання їх в якості приводів насосів підживлення.

Ключові слова: реактивностна аварія, аварійне підживлення, електронезалежні приводи насосів, системи безпеки АЕС, фрикційно-вихрові турбіни.

Ядерна та радіаційна безпека АЕС багато в чому визначається ефективністю і надійністю роботи штатних (пасивних і активних) систем безпеки. Однак, сучасні технічні засоби систем безпеки не в повній мірі задовольняють існуючим вимогам. Як показали аварійні події на АЕС Фукусіма-1 [1], до числа реально можливих умов роботи АЕС відноситься повне електрознеструмлення енергоблоків, що істотно обмежує можливості щодо зниження ризику розвитку реактивностної аварії. Щодо України, за даними аналізу безпеки енергоблоку №2 Хмельницької АЕС частота пошкодження активної зони за умови накладення декількох вихідних подій аварії через повне знеструмлення енергоблоку дорівнює 2,496 1/рік [2].

За умов електрознеструмлення штатний розвиток подій передбачає аварійне глушіння реактора введення ОР СУЗ в активну зону при відповідному спрацьовуванні шагових електромагнітних приводів. Однак, як показує досвід відомих подій, що відбулися на АЕС «Темелін» (Чехія, 2007 р.) є вірогідною ситуація, коли в режимі спрацьовування аварійного захисту реактора органи регулювання можуть не потрапити в активну зону внаслідок викривлення спрямовуючих каналів для стрижневих поглинаючих елементів (ПЕЛ) ОР СУЗ [3]. В такій ситуації, поки концентрація борної кислоти у воді першого контуру не досягла рівня необхідного для гасіння ланцюгової ядерної реакції поділу нуклідів ядерного палива, може виникнути перегрів активної зони і внутрішньокорпусних елементів через зниження витрати теплоносія через реактор з урахуванням припинення роботи головних циркуляційних насосних агрегатів (ГЦНА), які є електронезалежними. В такому випадку природна циркуляція теплоносія, на яку розраховані сучасні проекти реакторних установок з реакторами типу ВВЕР,

може виявитися не в повній мірі ефективною через зміни гідроопору активної зони реактора. Цьому може сприяти зміна геометричних параметрів і форми елементів паливних касет, причиною чого можуть стати ті ж чинники, які призвели до викривлення спрямовуючих каналів для руху ПЕЛ ОР СУЗ.

При підвищенні температури елементів активної зони — підвищенні температури палива і оболонки твелів та теплоносія, що омиває тепловиділяючі збірки (ТВЗ), можуть виникнути теплогідравлічні і нейтронно-фізичні ефекти, які сприяють несанкціонованому підвищенню реактивності реактора. Дійсно, при підвищенні температури твелів буде спостерігатися (можливо, локальне) підвищення температури теплоносія вище температури насичення, що призведе до закипання (підкипання) — в першу чергу, звичайно, в центрі активної зони.

Поява парової фракції у водному теплоносії може призвести до небажаного позитивного парового ефекту реактивності: при вскипанні води щільність теплоносія істотно залежить від паровмісту, — і зрозуміло, що зміна реактивності буде пропорційною зменшенню густини теплоносія і при цьому залежною від величини щільності потоку нейтронів, що посилює розглянутий фізичний ефект.

У загальному випадку, як відомо, паровий коефіцієнт реактивності, що визначає ефект реактивності, може змінюватися в широкому діапазоні від негативних до позитивних значень в залежності від складу активної зони і конкретного поточного режиму роботи реактора.

Великі коефіцієнти тепловіддачі в системі «твел-теплоносій», які зазвичай пов'язані з кипінням, тимчасово можуть призвести до зниження температури ядерного палива. Локальне

поліпшення тепловіддачі від поверхні твєлів двофазовому теплоносію може тимчасово призвести до зниження температури ядерного палива в певному локальному об'ємі активної зони. Відомо, що при зниженні температури палива зужується енергетичний спектр поглинання нейтронів ізотопом урану ^{238}U , що міститься в паливній композиції. Тому при зниженні температури палива для нейтронів підвищується ймовірність уникнути поглинання на резонансах ^{238}U , що і веде до підвищення реактивності [4].

Позитивний ефект реактивності реактора безумовно є небезпечним, якщо він не може бути скомпенсованим введенням ОР СУЗ. Таким чином, дане фізичне явище, пов'язане з підвищенням реактивності реактора, являє собою цілком ймовірну подію і має розглядатися як можлива небезпека (ризик) розвитку реактивностної аварії. Блок-схема подій і причинно-наслідкових зв'язків, що відносяться до даних фізичних процесів, представлена на рис. 1.

Небажаному розвитку ситуації може певною мірою перешкодити оперативне аварійне підживлення теплоносія відносно холодним водним розчином з метою деякого зниження його температури в межах, що сприяють усуненню розглянутих вище ефектів. Відомо, що штатні засоби аварійного охолодження активної зони (пасивна частина САОЗ) призначені для спрацювання в умовах аварій з втратою теплоносія, коли тиск в першому контурі падає до технологічно передбаченої уставки, істотно меншої нормального робочого тиску.

Охолодження активної зони додатковим підживленням теплоносія за допомогою насосів високого тиску (активна частина САОЗ), які є електрозалежними, при повному електрознеструмленні енергоблоку (з втратою резервних джерел) стає безперспективним або, принаймні, неефективним [5]. Тому в умовах ситуації, що розглядається, здатної призвести до посилення тенденції розвитку реактивностної аварії, розраховувати на безумовну працездатність штатних систем безпеки неможливо. Отже, проблема очевидна, але є підстави вважати, що вона може бути усунена шляхом застосування додаткових резервних засобів підживлення головного циркуляційного контуру теплоносієм прийнятної температури, які повинні бути електронезалежними і функціонально придатними в умовах електрознеструмлення.

Дійсно, в якості таких засобів зниження ризику реактивностної аварії може розглядатися турбонасосний агрегат, що забезпечує підживлення водою (водним розчином) з гідроємностей САОЗ по спеціальній додатково виділеній лінії гідро подачі.

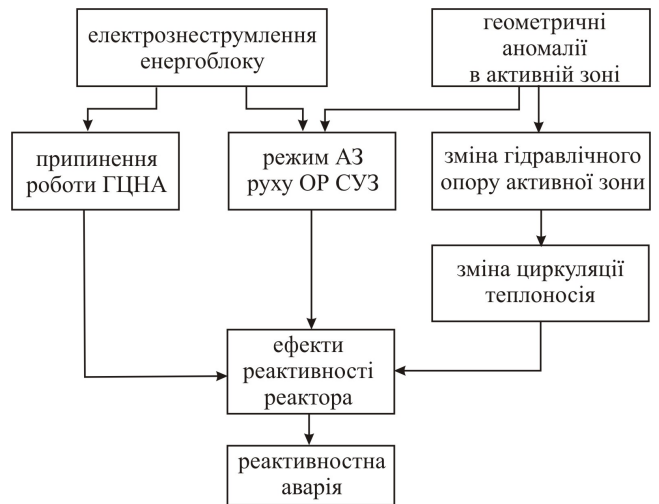


Рис. 1 — Блок-схема подій і причинно-наслідкових зв'язків розвитку реактивностної аварії в умовах повного електрознеструмлення енергоблоку АЕС.

Було б вельми бажаним, щоб турбопривід в такому агрегаті, будучи електронезалежним, був би пристосований до використання робочого тіла будь-якого фазового стану, щоб мати інваріантність до будь-якого рушія енергоносія, який є в розпорядженні на АЕС (пара, вода, пароводяна суміш тощо). Зрозуміло, що звичайна лопаткова турбіна, придатна для сприйняття лише спеціально підготовленої (сепарованої) пари, в такому випадку непридатна або неефективна.

У такому пристрої, що може знаходитися в холодному резерві, було б корисним застосування безлопаточної фрикційно-вихрової турбіни, наприклад, з дисковим ротором, як то передбачено в турбіні Тесли [6,7]. Як відомо, турбіни такого типу не мають високу ефективність, однак їх коефіцієнт корисної дії може бути підвищений застосуванням деяких технічних удосконалень [8-10] і виявитися цілком достатнім в умовах даної технічної задачі, коли безпека цінується дорожче ніж ефективність.

Проведені нами експерименти дають підставу вважати, що є резерви для подальшої модифікації пристроїв цього класу. Схема експериментального стенду, який може бути використаний для проведення подальших досліджень, наведена на рис. 2.

Попередні експерименти показали придатність газових, рідких і газо-рідких середовищ в якості робочих тіл при використанні багатодискової модельної (стендової) конструкції ротора фрикційно-вихрової турбіни, показаної на рис. 3.

В умовах аварійного або передаварійного функціонування ядерної енергоустановки (ЯЕУ) як робоче тіло можуть виявитися придатними будь-які середовища: непідготовлений вологий пар, паро-водяний потік, і навіть потоки, що містять тверді фракції.

Відбір робочого тіла для подачі на турбонасосний агрегат може здійснюватися, безпосередньо з реакторного контуру, як показано, на прикладі ЯЕУ з ВВЕР-1000, на рис. 4.

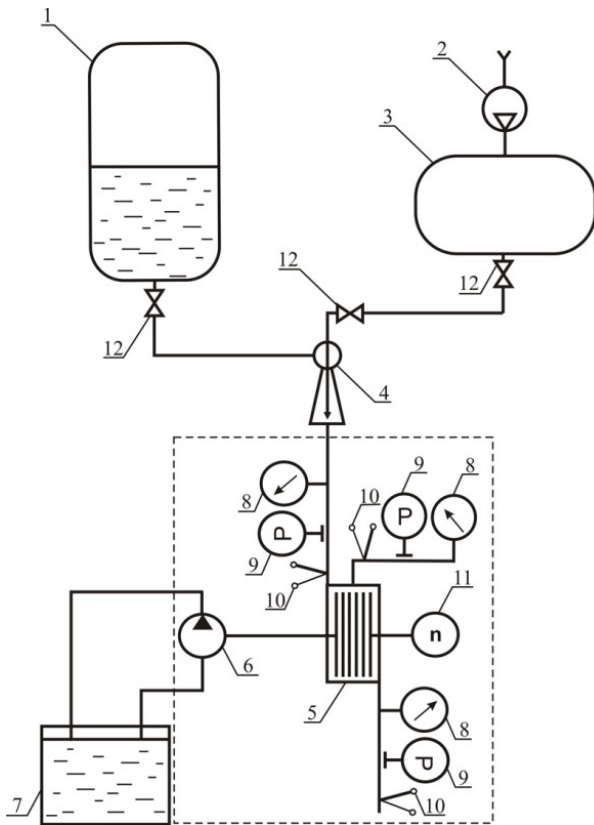


Рис. 2 — Схема компоновки аеро- і теплогідравлічного лабораторного устаткування стенду:

1 — гідроакumuлюючий бак; 2 — компресор; 3 — ресивер; 4 — інжектор; 5 — модель фрикційно-вихрової турбіни; 6 — насос; 7 — ємність з водою; 8 — манометри; 9 — датчики тиску; 10 — термопари; 11 — тахометр; 12 — вентилі

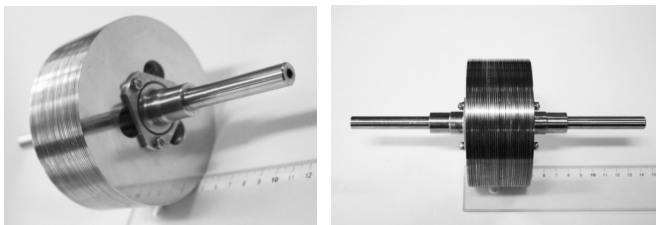


Рис. 3 — Ротор стендової фрикційно-вихрової турбіни в зборі

Пуск даного агрегату підживлення не вимагає ніяких підготовчих заходів і може бути організований в автоматичному режимі за сигналами від датчиків пасивного термометричного контролю, зв'язаних з відповідним автоматичним (нормально зачиненим) клапаном на лінії подачі робочого тіла до двигуна турбонасосного агрегату.

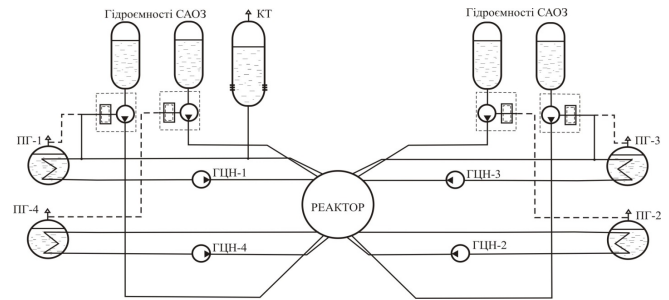


Рис. 4 — Схема можливого резервного застосування електронезалежних приводів насосних агрегатів підживлення водним розчином борної кислоти головного циркуляційного контуру реакторної установки з ВВЕР-1000

Ступінь пасивності такої системи безпеки досить велика, що визначається відсутністю необхідності управління нею з боку оператора і фактичною незалежністю від джерел спеціального, як мінімум електричного, енергопостачання.

Застосування описаної системи може виявитися ефективним засобом компенсації небезпечних тенденцій, що в екстраординарних умовах призводять до реактивної аварії ядерної енергоустановки, і має сприяти підвищенню безпеки АЕС

Висновки

Розглянуто фізичну можливість розвитку реактивної аварії на АЕС внаслідок електрознеструмування енергоблоку. Показано, що подія такого роду є цілком можливою для устаткування сучасних ядерних енергоустановок з реакторами типу ВВЕР-1000. Запропоновані засоби подолання існуючої проблеми шляхом зниження ризику завдяки подачі водних середовищ у головний циркуляційний контур реакторної установки з використанням додаткових резервних електронезалежних насосних агрегатів з турбоприводами на базі фрикційно-вихрових турбін, інваріантних до використання потоків рушія будь-якого агрегатного стану. Використання запропонованих технічних рішень має сприяти зниженню ризику негативного впливу АЕС на довкілля в аварійній ситуації.

Список використаної літератури

1. Опыт АЭС «Фукусима-1» для повышения экологической безопасности атомной энергетики Украины / Д. В. Билей, В. Н. Ващенко, В. В. Злочевский, А. Ю. Погосов, В. И. Скалзубов, А. В. Шавлаков; Монография: К.: Государственная экологическая академия последипломного образования. — 2012. — 194 с.
2. Коньшин В. И. Разработка мероприятий по альтернативному электроснабжению оборудования в условиях полного обесточивания АЭС / В. И. Коньшин.

- Р. П. Рыбинский // Энергетика: економіка, технології, екологія, №4. — 2014.
3. Погосов А. Ю. Технические средства управления ядерными реакторами с водой под давлением для АЭС / А. Ю. Погосов; под. ред. В. А. Дубковского. — О. : Наука и техника, 2013. — 288 с. : ил.
 4. Климов А. Н. Ядерная физика и ядерные реакторы Учебник для вузов. — 3-е изд., перераб. и доп. — М.: Энергоатомиздат, 2002. — 464 с.: ил.
 5. Скалозубов В. И. Анализ эффективности регулирования системы аварийного охлаждения активной зоны насосами высокого давления на АЭС с ВВЭР-1000/В-320 / В. И. Скалозубов, Ю. А. Комаров, В. В. Богодист, Ю. Ю. Воробьев, И. М. Фольтов. — Ядерна та радіаційна безпека, 2 (46). — 2010. — С. 27-31.
 6. А.с. СССР № 128235, МПК F01D 1/36. Многодисковая турбина трения с тангенциальным подводом газа на периферии и отводом газа в центре турбины / Ясинский С. Я. — заяв. № 643678 от 10.11.1959; опубл. 01.01.1960, Бюл. № 9.
 7. А.с. СССР № 1740765, МПК F 03 В 5/00. Турбина трения / А. Г. Ермолинский — заяв. 4763506 от 04.12.89; опубл. 15.06.92. Бюл. № 22.
 8. Пат. 29913 Україна, МПК F01D/ F01K. Диск для рабочего колеса ротора турбіни тертя / Заявники та патентовласники: Дерев'янка О. В., Корольов О. В., Погосов О. Ю. — № s 2014 00956 ; заявл. 16.05.2014 ; опубл. 27.07.2015, Бюл. № 14.
 9. Пат. 29957 Україна, МПК F01D/ F01K. Диск для рабочего колеса ротора турбіни тертя / заявники та патентовласники: Дерев'янка О. В., Корольов О. В., Погосов О. Ю. — № s 2014 01206 ; заявл. 23.06.2014 ; опубл. 27.07.2015, Бюл. № 14.
 10. Пат. 29914 Україна, МПК F01D/ F01K. Диск для рабочего колеса ротора турбіни тертя / заявники та патентовласники: Дерев'янка О. В., Корольов О. В., Погосов О. Ю. — № s 2014 00957 ; заявл. 16.05.2014 ; опубл. 27.07.2015, Бюл. № 14.

Отримано 17.05.2016

УДК 621.039:504.064.3

*В. І. Вітько, Л. І. Гончарова, Ю. М. Жегуліна, В. В. Карташов, Г. Д. Коваленко**Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків, Україна***ВПЛИВ РІВНЕНСЬКОЇ АЕС НА ОБ'ЄМНУ АКТИВНІСТЬ ТРИТІУ У РІЧЦІ СТИР**

У статті наведені результати дослідження коливань об'ємної активності тритію у р. Стир, які обумовлені скидами з Рівненської АЕС. Показано, що фо-нова активність тритію у р. Стир може перевищуватись майже у десять разів за рахунок скидів з Рівненської АЕС. Встановлено, що за рахунок нерівномірності скидів тритію з РАЕС і коливань водності р. Стир, величини об'ємної активності тритію у р. Стир можуть змінюватися у досить великому діапазоні, що потребує вдосконалення системи моніторингу тритію як у скидах, так і безпосередньо у воді р. Стир. Результати досліджень вказують, що дозові ліміти за рахунок критичного виду водокористування згідно НРБУ-97, при скиді тритію, не перевищуються.

Ключові слова: об'ємна активність тритію, Рівненська АЕС, дебалансові води, скид, р. Стир.

Вступ. Європейською економічною комісією ООН в 1991 році була ініційована «Конвенція про оцінку впливу на навколишнє середовище в транскордонному контексті (Конвенція Еспо)» [1], яка передбачає міжнародне співробітництво серед країн учасниць конвенції в публічному обговоренні, плануванні та оцінці промислових потенційно небезпечних об'єктів (у тому числі АЕС) у транскордонному контексті. Ця конвенція ратифікована урядом України 19 березня 1999 р. Законом України № 534 XIV. Відповідно до статті 9 Конвенції (Програми досліджень) сторони приділяють особливу увагу розробці або більш активному виконанню конкретних дослідницьких програм, спрямованих, у тому числі згідно з п. 2, на більш глибоке з'ясування причинно-наслідкових зв'язків та їхньої ролі у комплексному раціональному природокористуванні. Результати досліджень, викладені у цій статті, повністю відповідають пункту 2. Тому актуальним є дослідження впливу атомної станції, яка не має водойми-охолоджувача і скидає дебалансові води безпосередньо у транскордонну річку Стир.

Рівненська АЕС (два блоки ВВЕР-440 і два блоки ВВЕР-1000) розташована на р. Стир, яка бере початок на території України, впадає в р. Прип'ять на території Республіки Білорусь, а потім р. Прип'ять на території України впадає в р. Дніпро. Рівненська АЕС щорічно скидає в р. Стир в середньому біля 3,0 ТБк тритію [2].

Тритій, який утворюється на АЕС, без очищення в складі скидних вод надходить в поверхневі води і його активність суттєво перевищує активність інших радіонуклідів, таких як: ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{60}Co , ^{54}Mn , ^{90}Sr . Останнє обумовлено тим, що активність інших радіонуклідів значно зменшується в результаті очищення скидних вод.

На теперішній час радіобіологічні характеристики тритію досліджені не повністю. Виявляються нові механізми радіаційного впливу на людину.

Нормативи вмісту тритію у питній воді суттєво відрізняються в різних країнах. Тому важливо мати достовірну інформацію щодо забруднення тритієм поверхневих вод від АЕС, а особливо в транскордонному контексті.

Викладені у статті результати ґрунтуються на дослідженні особливостей скидів тритію з Рівненської АЕС та гідрологічних характеристик р. Стир у різні місяці року, що обумовлюють досить значні коливання об'ємної активності тритію як на протязі доби, так і на протязі року. Дослідження охоплюють 2010, 2014 та 2015 рр.

Об'ємна активність тритію у воді р. Стир за результатами експедиційних досліджень у 2015 р. У червні 2015 р. авторами проведені експедиційні дослідження р. Стир і відібрані проби води для визначення вмісту тритію (табл. 1). Місця відбору проб наведені на рис. 1.

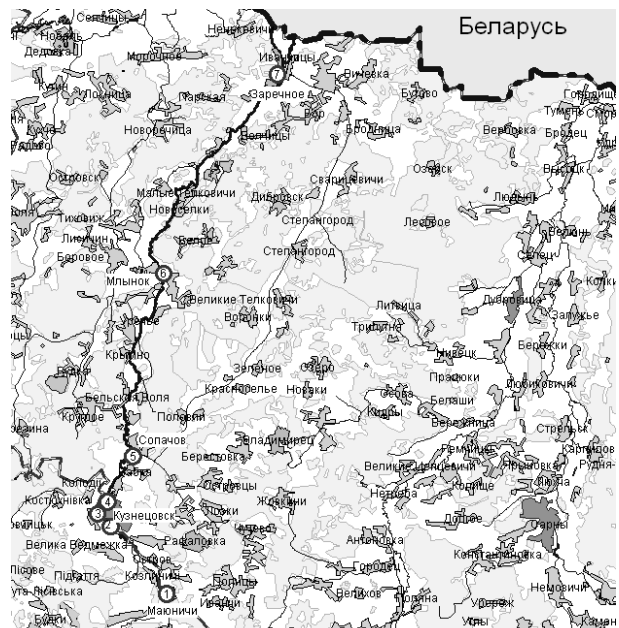


Рис. 1. Схема відбору проб води (кружками позначено місця відбору проб)

Таблиця 1. Активність відібраних проб тритію в червні 2015 р. на р. Стир

№ точки	Опис	Північна широта, градуси	Східна довгота, градуси	Об'ємна активність, Бк/л	Примітки
1	Маюничі, міст	51,25	25,94944	3,2	10 км вище РАЕС за течією
2	Кузнецовськ	51,32917	25,84722	6	2,4 км вище водозабору РАЕС
3	Кузнецовськ	51,31622	25,87528	135,3	скид РАЕС
4	Кузнецовськ	51,31667	25,87528	26	нижче скиду РАЕС на 50 м
5	с. Сопачів	51,40233	25,89044	4,9	10 км нижче РАЕС за течією
6	с. Млинок	51,60506	25,94403	4,4	40 км нижче РАЕС за течією
7	с. Заріччя	51,82572	26,14542	18	70 км нижче РАЕС за течією

Відбір і підготовка проб води для виміру активності тритію проводились відповідно до ДСУ ISO 9698-2001 [3]. Об'ємна активність тритію вимірювалась на рідинносцинтиляційному α - β -спектрометрі Quantulus-1220-003 виробництва Фінляндії. Сумарна відносна похибка не перевищувала 20 %.

В місці скиду зворотних вод із Рівненської АЕС спостерігалась об'ємна активність тритію 135,3 Бк/л. На відстані 10 км від скиду об'ємна активність тритію дорівнювала 4,9 Бк/л, на відстані 40 км (с. Млинок) — 4,4 Бк/л, а на кордоні з Республікою Білорусь — 18 Бк/л. Така залежність об'ємної активності тритію свідчить про нерівномірний скид тритію з Рівненської АЕС.

Тому в жовтні 2015 р. були відібрані проби води р. Стир на відстані біля 40 км від АЕС (с. Млинок) з інтервалом 1,5 години. Дані наведені в табл. 2.

Можна спостерігати суттєву залежність об'ємної активності тритію від часу відбору проби води. Крім того, об'ємна активність тритію значно перевищує попередні значення. Середня об'ємна активність тритію за період часу з 10 до 19 години 3 листопада дорівнює 17,7 Бк/л, а на наступний день з 7 до 13 години середня об'ємна активність тритію дорівнює вже 26,7 Бк/л. Така залежність об'ємної активності тритію від часу відбору проби води підтверджує попередній висновок про

нерівномірність скиду тритію в р. Стир з Рівненської АЕС. А ще можна стверджувати про значні відхилення об'ємної активності тритію в р. Стир від фонових величин. Коливання об'ємної активності тритію значною мірою обумовлено сезонними періодами року. Так максимальна об'ємна активність тритію на відстані 25–30 км за течією від точки скиду спостерігається в літню та осінньо-зимову межень, коли витрата води в річці мінімальна, що призводить до мінімального розбавлення скидів [4].

Моделювання розповсюдження тритію. При моделюванні поширення тритію від Рівненської АЕС до території Білорусі використовувався програмний комплекс PC CREAM [5]. Цей комплекс призначений для розрахунку радіаційної дії тривалих (не аварійних) викидів в атмосферу та скидів у річки та моря радіоактивних речовин. Для оцінки ефективних доз використовувалася Публікація МКРЗ № 60 [6] згідно з методикою [7].

При моделюванні поширення радіонуклідів в річках розрізняють три фази [8].

Перша фаза — область первинного розбавлення і перемішування по глибині русла, поширюється на відстань приблизно в сто разів більше глибини річки. Це фаза початкового перемішування. Стосовно р. Стир в районі скиду активності з Рівненської АЕС — це відстань приблизно 100 м.

Таблиця 2. Активність тритію у пробах води р. Стир у с. Млинок (точка 6, рис. 1)

№ проби	Дата відбору	Час відбору, год.:хв.	Об'ємна активність, Бк/л
1	03.11.2015	10:00	15,6
2	03.11.2015	11:30	16,8
3	03.11.2015	13:00	22,1
4	03.11.2015	14:30	18,8
5	03.11.2015	16:00	19,0
6	03.11.2015	17:30	13,5
7	03.11.2015	19:00	18,1
8	04.11.2015	7:00	32,3
9	04.11.2015	8:30	23,4
10	04.11.2015	10:00	27,4
11	04.11.2015	11:30	29,4
12	04.11.2015	13:00	21,1

Друга фаза — фаза повного перемішування, при якій відбувається перемішування практично по всій ширині річки або по всьому поперечному перетину русла. Цей процес може відбуватися на відстанях декількох десятків кілометрів [7, 8].

Третя фаза починається після закінчення другої фази і характеризується дисперсією на великих відстанях і взаємодією радіонуклідів із завислими речовинами або речовинами, що складають донні відклади.

При моделюванні використовувалась «динамічна модель», що дозволяє враховувати гідрологічні параметри річки. Вся ділянка моделювання від Рівненської АЕС до території Білорусі була розбита на три ділянки (камери), виходячи з особливостей річки.

На 1-й ділянці, довжиною 20 км, моделювалося розповсюдження тритію від скиду тритію з АЕС (перша і друга фази перемішування). На цій ділянці значні притоки відсутні.

На 2-й ділянці, довжиною 40 км, розглядалось розповсюдження тритію в річці до впадіння притоку — р. Стубла.

3-я ділянка, довжиною 15 км, охоплює частину р. Стир до кордону з Білоруссю. Тут впадає р. Стубла, та р. Стир поділяється на два рукави — Стир та Простир.

Середня багаторічна водність р. Стир в районі м. Кузнецовськ, с. Млинок та с. Заріччя відносяться як числа 38:42:46 [9]. В такій же пропорції в розрахунках приймалась водність на ділянках 1–3 річки.

Кількість зважених речовин у воді — $1 \cdot 10^{-4}$ т/м³ [10]. Швидкість змиву верхнього шару донних відкладень на всіх ділянках дорівнює $1 \cdot 10^{-5}$ м/с [7], що характерно для малих глибин і невеликих ухилів водної поверхні. Для р. Стир у нижній частині середній ухил водної поверхні — 0,27% [11].

Результати моделювання розповсюдження тритію у 2010 році. Згідно із багаторічними спостереженнями за водним режимом р. Стир [10] за станом на 01.01.2007 р. в дуже маловодний рік витрата води в серпні місяці складає 0,5% річної витрати, а в березні — 52,7% річної витрати. У багатоводний рік в серпні проходить 1,3% річної витрати, а березні — 32,4% річної витрати. Ці дані доводять, що розподіл річної витрати по місяцях року є дуже нерівномірним. В наслідок того, що і скид тритію з РАЕС також нерівномірний протягом року, об'ємні активності тритію повинні значно відрізнятися протягом року. Тому для кількісного розрахунку об'ємної активності тритію у р. Стир необхідні дані про сумарний скид тритію та витрати води у р. Стир в кожному місяці.

Скид тритію по місяцях в 2010 р. з РАЕС згідно з [12] наведено на рис. 2 (сумарно за рік 2660 ГБк).

Найбільший скид був в грудні, а найменший в серпні. Витрати води в р. Стир в 2010 р. наведені на рис. 3. Ліві стовпчики на гістограмі — це середні багаторічні витрати р. Стир в м. Кузнецовськ за даними вимірювань на РАЕС [13], а праві стовпчики — середні багаторічні витрати р. Стир в с. Млинок за даними Держкомгідромету [14].

Добре видно, що наведені дані значно відрізняються: за даними Держкомгідромету середні багатолітні коливання стоку р. Стир мають значно більший розмах за величиною, ніж виміри у м. Кузнецовськ. Між м. Кузнецовськ та с. Млинок немає великих приток, які могли б вплинути на водність річки. У розрахунках використані дані Держкомгідромету.

Розрахунки об'ємної активності тритію для різних відстаней за течією р. Стир наведені на рис. 4. В об'ємну активність від скиду РАЕС додано фон, який дорівнює 3,2 Бк/л. Ці розрахунки відповідають середньомісячній активності тритію, яка могла бути зареєстрована в 2010 р. На 1-й ділянці середньомісячні розрахункові об'ємні активності змінювалися в діапазоні 3,4–13,4 Бк/л, а на кордоні з Білоруссю в діапазоні 3,3–11,5 Бк/л.

На рис. 5 наведені розрахунки об'ємної активності тритію в різні місяці року на кордоні з Білоруссю, обумовлені лише скидами РАЕС. Результати не враховують фонову активність. Найменша об'ємна активність спостерігається у січні, а найбільша — у листопаді.

Скид тритію, ГБк/міс.

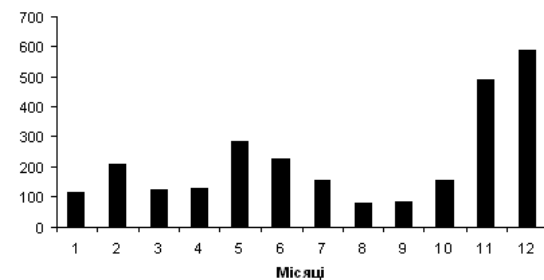


Рис. 2. Скид тритію в 2010 р. з РАЕС

Середні багаторічні витрати води р. Стир, м³/с

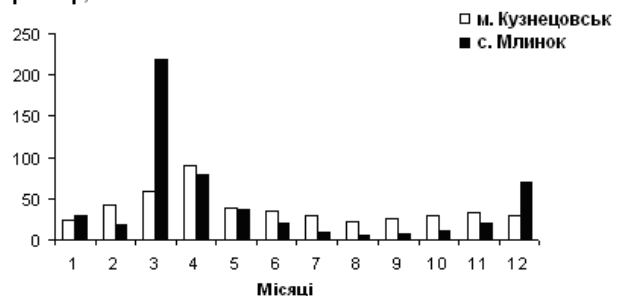


Рис. 3. Середні витрати води р. Стир у м. Кузнецовськ та с. Млинок

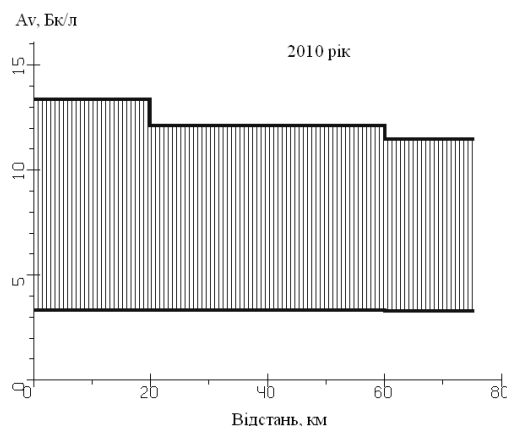


Рис. 4. Діапазон коливань об'ємної активності тритію на різних відстанях від РАЕС

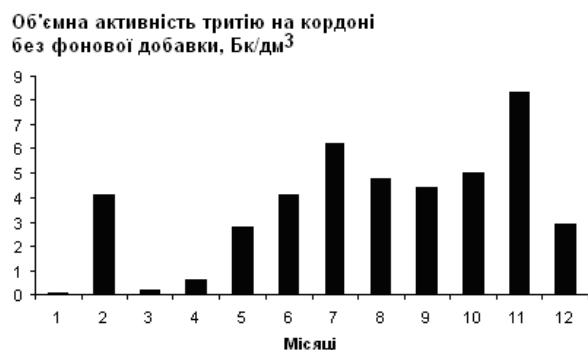


Рис. 5. Розрахункові об'ємні активності тритію на кордоні у 2010 р.

Вклад у максимальну об'ємну активність тритію за рахунок скиду з РАЕС в листопаді на рівні 8,3 Бк/л є незначною величиною у порівнянні з дозволеною згідно з НРБУ 97 для питної води активністю, яка дорівнює 30000 Бк/л [15]. Згідно з директивою ЄС від 1998 р. у питній воді об'ємна активність тритію не повинна перевищувати величину 100 Бк/л [16]. Як впливає з наведених розрахунків та директиви ЄС – нормативні показники ЄС також не порушуються. В стандарті США для питної води [17] дозволена об'ємна активність тритію 20000 пКі/л або 740 Бк/л. В Росії допустима об'ємна активність тритію в питній воді — 7600 Бк/л [18].

Відзначимо, що в світовій практиці нормування допустимої об'ємної активності тритію в питній воді спостерігаються дуже великі коливання за величиною. З наведеного вище, видно, що найбільш жорсткі нормативи існують у ЄС (100 Бк/л), менш жорсткі у США (740 Бк/л), ще менш жорсткі у Росії (7600 Бк/л), і вже зовсім "вільні" в Україні (30000 Бк/л).

Річна доза опромінення від скидів тритію з РАЕС складає 53 нЗв, що значно менше квоти ліміту дози за рахунок критичного виду водокористування для АЕС, яка дорівнює 10000 нЗв/рік згідно з НРБУ-97 [15]. Отже, вплив на Білорусь в

2010 р. за рахунок скидів тритію з РАЕС був значно нижче встановлених дозових квот та ліміту індивідуальної ефективної річної дози за рахунок усіх видів впливу 1 мЗв (1000000 нЗв).

Із всіх шляхів опромінення від тритію у воді основний вклад в сумарну дозу дають наступні: споживання риби та води (причому вклад від споживання риби близько 1%).

Результати моделювання розповсюдження тритію у 2014 році. На рис. 6 наведено розподіл абсолютного скиду тритію з РАЕС по місяцях у 2014 р. [19]. На цьому рисунку для порівняння показані також дані по скидах тритію у 2010 р. Ліві прозорі стовпчики гістограм відносяться до 2010 р., а праві залиті — до 2014 р.

Скид тритію, Бк/міс.

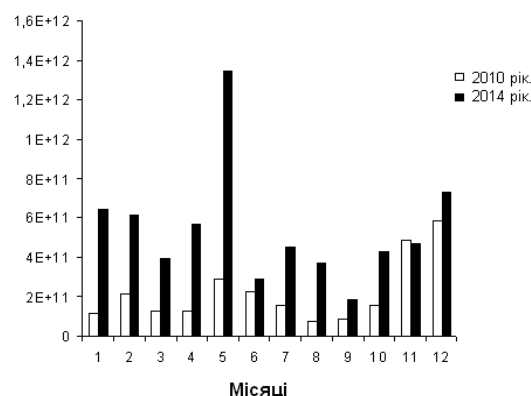


Рис. 6. Скиди тритію з РАЕС у 2010 та 2014 рр.

Як впливає з приведених на рис. 8 даних скид тритію в 2014 р. порівняно з 2010 р. збільшився у 2,43 рази, з $2,66 \cdot 10^{12}$ Бк до $6,47 \cdot 10^{12}$ Бк.

Витрати води в р. Стир в 2014 р. в с. Млинок наведені на рис. 7. Праві залиті стовпчики показують витрати р. Стир в с. Млинок у 2014 р., а ліві прозорі стовпчики на гістограмі показують середні багаторічні витрати р. Стир в с. Млинок (наведено для порівняння). Бачимо, що рік від року розподіл витрат р. Стир істотно змінюється. Тому, для коректного розрахунку об'ємної активності скинутого тритію необхідно використовувати лише дані, що відносяться до досліджуваного року.

Витрати води у р. Стир, м³/с

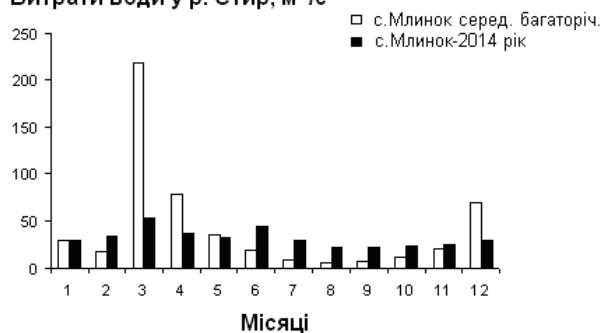


Рис. 7. Середні багаторічні витрати р. Стир в с. Млинок і витрати у 2014 р.

На рис. 8 наведено розрахунки об'ємної активності тритію, обумовленої скидами РАЕС на кордоні з Білоруссю. Об'ємна активність тритію змінювалася від 2,3 до 14,2 Бк/л. Ці розрахунки не враховують фонову активність, яка складає 3,2 Бк/л.

Якщо у 2010 р. максимальні значення об'ємної активності тритію на кордоні з Білоруссю за розрахунками очікувались в листопаді та липні, див. рис. 4, то у 2014 р. Максимальні об'ємні активності очікувались в травні та грудні, рис. 10. На величину середньомісячної об'ємної активності, головним чином, впливають два чинники: величина скиду тритію у даному місяці та величина водності річки. Ці два чинники діють в протилежному напрямі. Якщо при збільшенні скиду зростає об'ємна активність, то при збільшенні водності вона падає.

На рис. 9 наведено розподіл отриманих доз на кордоні з Білоруссю від скиду тритію з РАЕС.

Сумарна річна доза опромінення в 2014 р. складає 90 нЗв (в 2010 р. — 53 нЗв). Слід звернути увагу на те, що скиди тритію в 2014 р. були в 2,43 рази більші, ніж в 2010 р., а сумарна річна доза опромінення у 2014 р. більша за дозу 2010 року у 1,7 рази. Це пов'язано з різницею у розподілі місячних витрат води та скидів тритію.

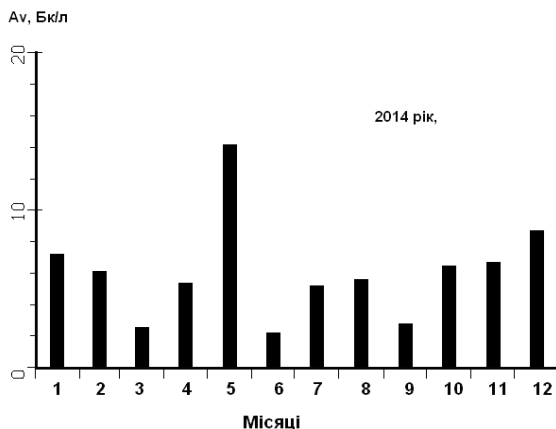


Рис. 8. Об'ємні активності тритію на кордоні України у 2014 р., обумовлені скидом з РАЕС

Доза на кордоні, нЗв/міс.

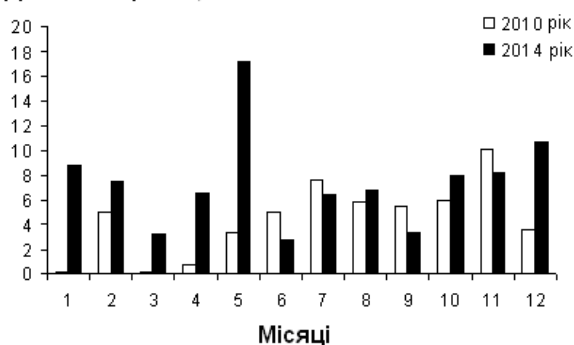


Рис. 9. Середньомісячні дози на кордоні України від скиду тритію з РАЕС

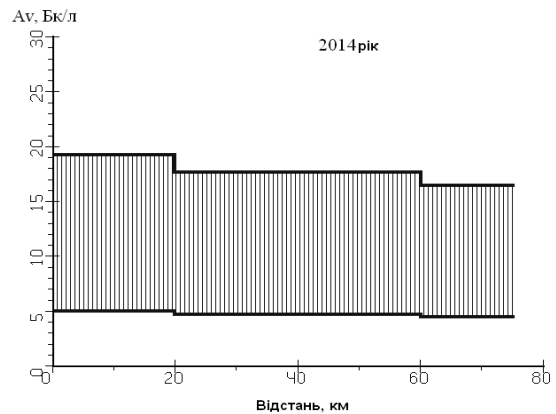


Рис. 10. Діапазон коливань об'ємної активності тритію на різних відстанях від РАЕС

Розрахунок об'ємної активності тритію для різних відстаней за течією р. Стир приведений на рис. 10. На рис. 10 до об'ємної активності від скиду з РАЕС доданий фон, який складає 3,2 Бк/л. На 1-й ділянці середньомісячні розрахункові об'ємні активності змінювалися в діапазоні від 5,1 до 19,3 Бк/л, а на кордоні із Білоруссю — 4,6–16,5 Бк/л. Порівняння наведених на рис. 4 та рис. 10 даних для різних років вказує на те, що в наслідок нерівномірного скиду тритію на РАЕС і мінливої гідрологічної обстановки на р. Стир об'ємні активності тритію на кордоні із Білоруссю можуть істотно змінюватись. Тому для коректного врахування впливу РАЕС на забруднення р. Стир в трансграничному контексті необхідно вдосконалити моніторинг скиду тритію.

Результати моделювання розповсюдження тритію у 2015 році. Аналіз забруднення тритієм вод р. Стир у 2015 році ускладнився тією обставиною, що даних щодо скиду тритію з РАЕС не було на час досліджень. Але у 2015 р. ми маємо дані по водних потоках в р. Стир та дані з вимірної об'ємної активності тритію.

На рис. 11 наведено величини витрат р. Стир у с. Млинок у 2015 р. На цьому рисунку точками показані виміряні дані в певні дні року, суцільною кривою — апроксимація виміряних даних безперервною кривою на основі В-сплайнов 3 ступеня. Стопчиками показано розрахована чисельною інтеграцією витрата за кожен місяць.

Порівнюючи дані з місячних витрат р. Стир у с. Млинок за 2014 і 2015 рр., необхідно відмітити, що 2015 р. виявився маловодним у порівнянні з 2014 р. Не маючи даних щодо скидів тритію, ми приймаємо, що вони у 2015 р. такі ж, як і в 2014 р. Виходячи з даного припущення, слід чекати, що об'ємні активності тритію на кордоні з Білоруссю у 2015 р. більші, ніж у 2014 р.

Розрахунки з використанням наведених даних на кордоні з Білоруссю наведено на рис. 12.

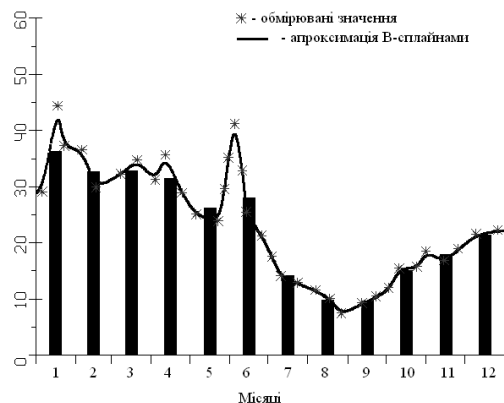
Стік р. Стир у с. Млинок, м³/с

Рис. 11. Витрати р. Стир в 2015 р. у с. Млинок

Ав, Бк/л

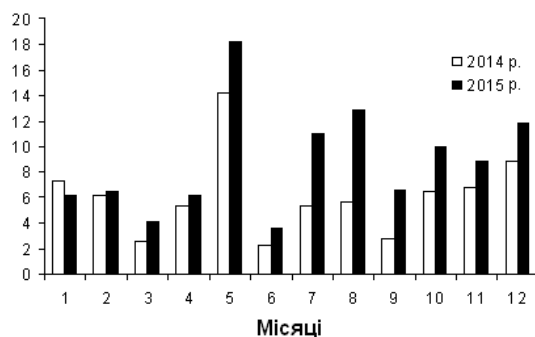


Рис. 12. Об'ємні активності тритію на кордоні з Білоруссю у 2014-2015 рр., обумовлені скидом з РАЕС

Ліві прозорі стовпчики відносяться до 2014 р., а праві залиті — до 2015 р. Об'ємна активність в 2015 р. змінювалась від 3,6 до 18,2 Бк/л. Ці розрахунки не враховують фонову активність (3,2 Бк/л). Як впливає з наведених результатів, об'ємна активність тритію, обумовлена скидом РАЕС у 2015 р. з лютого по грудень вища, ніж у 2014 р.

На рис. 13 наведено розподіл отриманих доз опромінення населення за рахунок скидів тритію з РАЕС протягом 2014–2015 рр. У 2015 році дози опромінення в лютому–грудні вищі, ніж у 2014 р., і лише в січні менші. Сумарна доза у 2015 р. складає 128 нЗв (за 2014 р. — 90 нЗв).

Ще раз переконаємося, що величини доз істотно визначаються розподілом протягом року, як скидів тритію з РАЕС, так і водністю р. Стир. Тому треба удосконалювати моніторинг скидів тритію та водності річки. Бажано частіше відбирати проби води для вимірювань тритію, брати об'єднані проби за кілька годин або кілька днів, а водність р. Стир необхідно міряти хоча б раз на добу.

Розрахунок об'ємної активності тритію для різних відстаней за течією р. Стир наведено на рис. 14. Тут показаний діапазон місячних коливань об'ємної активності тритію на різних відстанях від РАЕС.

Дози на кордоні, нЗв/міс.

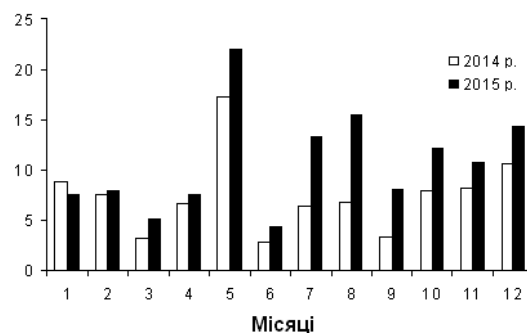


Рис. 13. Дози опромінення на кордоні з Білоруссю у 2014–2015 рр., обумовлені скидами з РАЕС

Ав, Бк/л

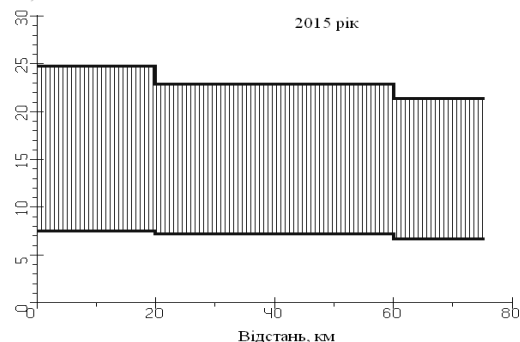


Рис. 14. Діапазон коливань середньомісячної об'ємної активності тритію на різних відстанях від РАЕС у 2015 р.

На рис. 14 до внеску в об'ємну активність від скидів РАЕС доданий фон (3,2 Бк/л), тобто це ті значення активності, які можливо зареєструвати прямими вимірюваннями. На 1-й ділянці середньомісячні розрахункові об'ємні активності змінювались в діапазоні від 7,6 до 24,8 Бк/л, а на кордоні з Білоруссю — від 6,8 до 21,4 Бк/л.

Результати досліджень добових коливань об'ємної активності тритію у воді р. Стир в 2015 р. У червні 2015 р. були відібрані проби води р. Стир. Результати вимірювань показані на рис. 15 і на наступних рисунках з похибками вимірів. Відносні похибки вимірів за нашими оцінками повторних вимірів не перевищують 20%. Результати вимірів об'ємної активності у відібраних пробах наведені в табл. 1. Всі проби були відібрані протягом доби. Зранку 1-а проба була відібрана в с. Маюничі — активність тритію у цій пробі визначає фонову об'ємну активність у р. Стир до скиду з РАЕС (3,2 Бк/л). Потім відібрана проба № 2 у межах м. Кузнецовськ на відстані приблизно 2,4 км вище водозабору. На об'ємну активність у цій точки впливають викиди тритію із градирень РАЕС і інші джерела міста. Об'ємна активність у цій точки вище за фонову. 3-я проба була відібрана безпосередньо зі скиду. 4-а точка відбору — 50 м нижче скидання (область часткового перемішу-

вання скидних вод). Далі були відібрані проби в точках: № 5, № 6 і № 7. Остання проба в точці № 7 була відібрана ввечері, приблизно, о 18 годині. Таким чином, протягом одного дня були відібрані проби води на всій ділянці р. Стир у Рівненській області. При моделюванні розповсюдження тритію в день вимірів у р. Стир були використані такі дані: витрата води р. Стир у червні — $25,5 \text{ м}^3/\text{с}$ (виміряна), об'ємна активність тритію у скиді — $135,3 \text{ Бк/л}$ (виміряна), витрата води у скиді з РАЕС, як у червні 2014 р., — $0,55 \text{ м}^3/\text{с}$ (припущення).

Результати моделювання об'ємної активності тритію в р. Стир на різних відстанях від скиду разом з вимірними величинами наведені на рис. 15. Негативні значення відстаней належать до точок вище за течією від точки скиду. Точка 0 км — місце скиду.

Результати моделювання і вимірювань добре співпадають між собою. Єдина відмінність — на відстані 70 км від місця скиду. Ми припускаємо, що порівняно більша активність у цій точки обумовлена підвищеною активністю, скинутою до початку наших вимірювань. Якщо припустити, що ця підвищена активність була скинута до ранку, то за день вона могла досягти кордону України, де ми її й зареєстрували.

Ці дані дозволили нам припустити, що скидання тритію з РАЕС нерівномірне протягом доби. Тому наступний відбір проб ми проводили в одній точці через рівні проміжки часу 3–4 листопада 2015 р., щоб дослідити, як змінюються об'ємні активності тритію протягом доби. Результати вимірювань об'ємної активності тритію наведені у табл. 2.

Розрахунки показують, що при витраті води у с. Млинок наприкінці жовтня 2015 р. $15,3 \text{ м}^3/\text{с}$, середня швидкість течії дорівнює $0,79 \text{ м/с}$. Тому час досягнення води від точки скиду до точки вимірювання складає приблизно 14 год. Середнє значення об'ємної активності 3 листопада 2015 р. складає $17,7 \text{ Бк/л}$ (проби 1–7 у табл. 2).

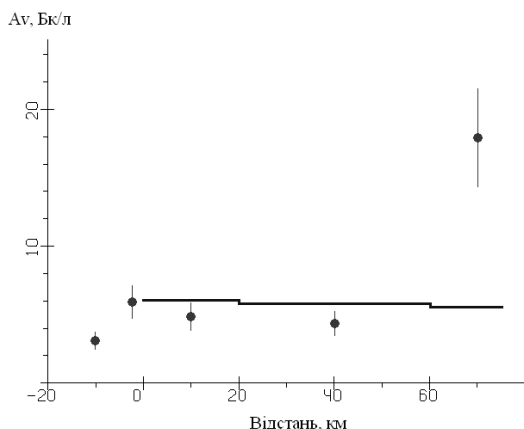


Рис. 15. Об'ємна активність тритію на різних відстанях від РАЕС

Дві різні величини: скидання і об'ємна активність пов'язані тимчасовою залежністю, тому для їхнього подання ми використовуємо систему координат з однією абсцисою (час) і із двома ординатами (потужність скидання та об'ємна активність). Результати вимірів наведені на рис. 16 у вигляді точок з похибками вимірів. Часовий інтервал, показаний на рисунку, починається з 0 годин 2 листопада і закінчується о 24 годині 3 листопада. Методом найменших квадратів проведена суцільна лінія, яка показує середнє значення об'ємної активності за час досліджень. Вирішуючи зворотну задачу з розбавлення скиду у р. Стир знаходимо, що в інтервалі з 20 години 2 листопада по 5 годину 3 листопада скид тритію з РАЕС відбувся зі швидкістю $0,4 \text{ МБк/с}$ (ліва вісь ординат і стовпчик на рис. 16, на якому наведена розрахункова залежність швидкості скиду тритію з РАЕС від часу).

На цьому рисунку також наведена залежність виміряної об'ємної активності тритію від часу в річці біля с. Млинок — права вісь ординат і виміряні точки. Виміряні значення зміщені за часом на 14 годин (час добігання води) по відношенню до часу скиду і знаходяться в інтервалі часу від 10:00 до 17:00 3 листопада 2015 р. Суцільна крива, що проходить між точками, відповідає середньому значенню об'ємної активності в цей день досліджень — $17,7 \text{ Бк/л}$.

Вимірювання об'ємної активності тритію в пробах відібраних 4 листопада показало, що в цей день середня об'ємна активність тритію склала $26,7 \text{ Бк/л}$, проби 8–12 від 4 листопада, див. табл. 2.

Використавши аналогічний зв'язок об'ємної активності, виміряної 4 листопада 2015 р., зі швидкістю скиду отримаємо розрахункову швидкість скиду тритію з РАЕС з 17:00 до 23:00 3 листопада — ліва вісь ординат (рис. 17) і розраховане значення швидкості скиду в зазначений час — $0,65 \text{ МБк/с}$ (стовпчик гістограми).

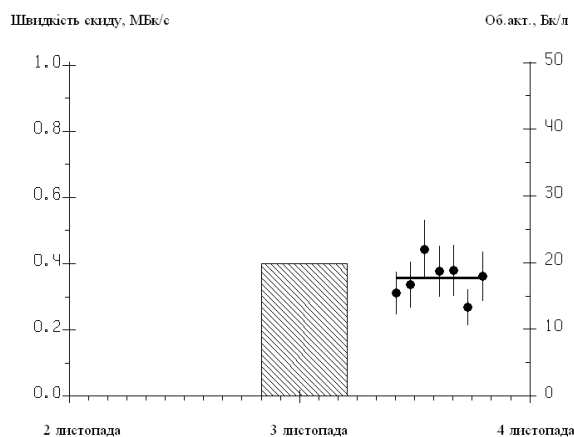


Рис. 16. Зв'язок активності скиду тритію на РАЕС з об'ємною активністю в р. Стир (с. Млинок) 3.11.2015 р.

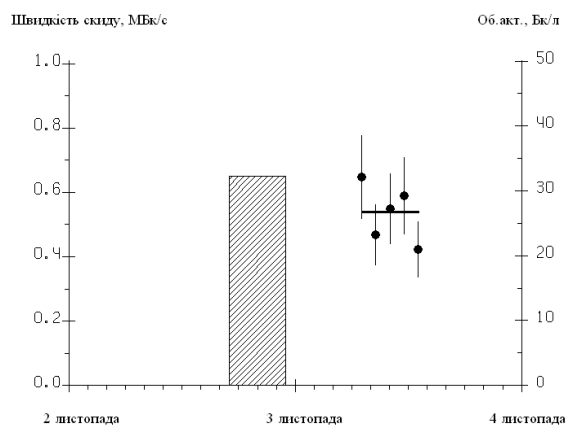


Рис. 17. Зв'язок активності скиду тритію на РАЕС з об'ємною активністю в р. Стир (с. Млинок) 4.11.2015 р.

На цьому ж рисунку наведена залежність виміряної об'ємної активності тритію від часу в річці біля с. Млинок — права вісь ординат і виміряні точки. Виміряні значення зміщені за часом на 14 годин (час добігання води) по відношенню до часу скиду і знаходяться в інтервалі часу від 7:00 до 13:00 4 листопада 2015 р. Суцільна крива, що проходить між точками, відповідає середньому значенню об'ємної активності в цей день досліджень — 26,7 Бк/л.

При такій середній об'ємній активності тритію в с. Млинок на кордоні з Білоруссю очікується за розрахунками значення об'ємної активності 24,8 Бк/л. Таким чином, на кордоні за даними наших вимірів об'ємна активність тритію може перевищувати фонову (3,2 Бк/л) приблизно у 8 разів.

Згідно з [19] за листопад 2014 р. було скинуто $1,037 \cdot 10^6 \text{ м}^3$, тобто швидкість скиду приблизно дорівнює $0,46 \text{ м}^3/\text{с}$. При потужності скиду $0,65 \text{ МБк/с}$, об'ємна активність скинутої води приблизно дорівнює 1400 Бк/л , а при потужності скидання $0,4 \text{ МБк/с}$ — 870 Бк/л .

Ці відносно високі рівні об'ємної активності значно менші = 30000 Бк/л згідно з НРБУ-97 [15]. Більш суворі обмеження накладають встановлені контрольні рівні річного водного скиду. Для скиду

тритію контрольний рівень на РАЕС дорівнює 2600 ГБк/рік [19]. Виходячи з цього значення отримуємо, що середньорічний дозволений рівень потужності скиду тритію дорівнює $0,8 \text{ МБк/с}$.

В окремі години і дні рівень потужності скиду, як випливає з наведених на рис. 17 даних, майже дорівнює середньорічному дозволеному рівню. Ці факти говорять про те, що скиди тритію з РАЕС значно змінюються протягом доби. Звідси випливає, що моніторинг скидів тритію необхідно покращувати, зокрема, бажано відбирати середню пробу протягом певного часу.

Висновки

В результаті проведених досліджень можна зробити наступні висновки:

1. Показано, що внаслідок коливання водності р. Стир та нерівномірності скидання тритію з РАЕС об'ємна активність тритію у воді на границі України може значно змінюватись.

2. В результаті спостережень об'ємної активності тритію в р. Стир доведено, що скид тритію протягом доби з Рівненської АЕС відбувається нерівномірно.

3. На кордоні України з Республікою Білорусь в р. Стир може спостерігатись активність тритію до $24,8 \text{ Бк/л}$, яка вища за фонову активність у вісім разів. Таке підвищення обумовлене впливом Рівненської АЕС.

4. Дозові навантаження за рахунок скидів тритію з Рівненської АЕС у р. Стир, які обумовлені споживанням питної води менше встановленої Нормами радіаційної безпеки України квоти дози за рахунок критичного виду водокористування для АЕС, яка складає 10 мкЗв .

5. В зв'язку з коливанням об'ємної активності тритію у воді річки Стир необхідно проводити моніторинг забруднення тритієм з частотою, яка дозволить відстежувати ці коливання.

Список використаної літератури

1. Конвенция об оценке воздействия на окружающую среду в трансграничном контексте [Электронный ресурс]. — Режим доступа: http://www.un.org/ru/documents/decl_conv/conventions/env_assessment.shtml
2. Долін В. В., Пушкар'юв О. В., Шраменко І. Ф. та ін. Тритій у біосфері. — К.: Вид-во «Наукова думка» НАН України, 2012. — 223 с.
3. Захист від радіації. Визначення об'ємної активності тритію. Метод підрахування сцинтиляцій у рідкому середовищі. ДСТУ ISO 9698-2001. Переклад і науково-технічне редагування: Г. Коваленко, В. Витько, Л. Гончарова, В. Карташов, І. Чкалов, В. Богданов. — К.: Держспоживстандарт України, 2003. — 9 с.
4. В. М. Васильченко, М. М. Давидов, О. М. Масько, П. А. Чернов. Моніторинг тритію в природних поверхневих водоймах України. - К: Ядерна енергетика та довкілля, №1, 2013. — С.14-21.
5. PC-CREAM 97. Installing and Using the PC System for Assessing the Radiological Impact of Routine Releases / A. Mayall, T. Cabianca, C. Attwood et al. — NRPB, 1997. — 172 p.

6. Radiation Protection. ICRP Publication 60. 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection (ICRP). — N.Y.: Pergamon Press, 1991. — 197 p.
7. Simmonds J. R., Lawson G., Mayall A. Methodology for assessing the radiological consequences of routine releases of radionuclides to the environment. Radiation Protection. — NRPB, 1995. — 353 p.
8. Hydrological Dispersion of Radioactive Material in Relation to Nuclear Power Plant Siting. Safety series 50-SG-S6, IAEA, Vienna, 1985. — 116 p.
9. Справочник по водным ресурсам / Под ред. Б.И. Стрельца. — К.: “Урожай”, 1987. — 304 с.
10. Наука ради мира и безопасности. Проект НАТО № # 983516. “Мониторинг и прогнозирование наводнений в бассейне Припяти”. Отчет по Компоненту 1. “Анализ водного режима, особенностей появления паводков и их последствий в бассейне р. Стирь”. Украина-Беларусь. 2010. — 46 с.
11. Ресурсы поверхностных вод СССР. Украина и Молдавия / Под редакцией М. С. Каганер. — Л.: Гидрометеиздат, 1971. — Т. VI. — Вып. 2 — 656 с.
12. Государственное предприятие Национальная атомная энергогенерирующая компания “Энергоатом”. Отчет о состоянии радиационной безопасности и радиационной защиты на АЭС ГП НАЭК «Энергоатом» в 2010 г. — Киев, 2011. — 103 с.
13. Звіт «Комплексна (зведена) програма підвищення безпеки атомних блоків АЕС України. Екологічна оцінка». — ДП НАЕК «Енергоатом», 31.01.2012. — 297 с.
14. Вишневецький В. І., Косовець О. О. Гідрологічні характеристики річок України. — К.: Ніка-Центр. — 2003. — 324 с.
15. Министерство здравоохранения Украины. Нормы радиационной безопасности Украины (НРБУ-97). К., 1998. 134 с.
16. COUNCIL DIRECTIVE 98/83/EC of 3 November 1998 on the quality of water intended for human consumption. Official Journal of the European Communities, EN, L 330/32, 5.12.98.
17. Backgrounder on Tritium, Radiation Protection Limits, and Drinking Water Standards. <http://www.epa.gov/safewater/radionuc.html> (EPA, 2006b).
18. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99/2009). — М: Санитарные правила и нормативы. СанПин 2.6.1.2523-09. — 70 с.
19. Государственное предприятие Национальная атомная энергогенерирующая компания “Энергоатом”. Аналитический отчет о состоянии радиационной безопасности и радиационной защиты на АЭС ГП НАЭК «Энергоатом» в 2014 году. — Киев, 2015. — 100 с. <http://www.slideshare.net/energoatom/ss-50630522>.

Отримано 25.04.2016

УДК 621.039.5

*М. М. Ковецкая, Е. А. Кондратьева, Ю. Ю. Ковецкая, А. В. Кравчук,
А. И. Скицко, Т. В. Сорокина*

Институт технической теплофизики НАН Украины, г. Киев

РЕЖИМЫ УХУДШЕННОГО ТЕПЛООБМЕНА ПРИ ТЕЧЕНИИ ВОДЫ СВЕРХКРИТИЧЕСКОГО ДАВЛЕНИЯ В КАНАЛАХ С ПУЧКАМИ СТЕРЖНЕЙ

Исследованы процессы теплообмена при течении воды сверхкритического давления в тепловыделяющих сборках ядерных реакторов. Проанализированы условия возникновения режимов ухудшенного теплообмена. Выполнено численное моделирование теплообмена при течении воды сверхкритического давления в семистерженной тепловыделяющей сборке с центральным необогреваемым стержнем. В рассмотренных условиях ($\approx 1,2$ кДж/кг) режим ухудшенного теплообмена возникает локально в центральных ячейках тепловыделяющей сборки между обогреваемыми стержнями после достижения критического значения температуры теплоносителя. В этих ячейках наблюдается резкое возрастание температуры стенки тепловыделяющих элементов и сильная азимутальная неравномерность коэффициента теплоотдачи.

Ключевые слова: ядерный реактор, теплообмен, тепловыделяющая сборка, сверхкритическое давление теплоносителя.

Введение. В последние годы активно обсуждается вопрос перехода на сверхкритические параметры теплоносителя в атомной энергетике [1,2]. Каждая страна выбирает свое направление развития атомной энергетике на основе прогнозов экономического развития и исходя из принципов безопасности, конкурентоспособности, наличия или доступности топливных ресурсов, способа утилизации ядерных отходов, нераспространения ядерного оружия.

Украина окончательно не определилась с выбором своего ядерного топливного цикла [3]. Согласно «Энергетической стратегии Украины до 2030 года» [4] основное внимание будет уделяться продлению срока эксплуатации действующих энергоблоков, исчерпавших свой проектный ресурс. Предполагается также строительство новых энергоблоков с легководными реакторами поколения III+. В работе [3] определены задачи, стоящие перед Украиной по созданию ядерного топливного цикла и, в частности, отмечается, что для эффективного использования продуктов отработанного ядерного топлива, в структуре ядерной энергетики должны быть реакторы как на тепловых, так и на быстрых нейтронах.

В рамках международной программы GIF IY (Generation IY International Forum) были выбраны шесть инновационных ядерных реакторов, которые могут быть введены в эксплуатацию до 2030 года [5–7]:

- реактор на быстрых нейтронах с газовым (гелиевым) теплоносителем GFR (Gas Fast Reactor) с замкнутым топливным циклом;

- высокотемпературный реактор с гелиевым теплоносителем и графитовым замедлителем VHTR (Very High Temperature Reactor);

- реактор с водой сверхкритических параметров SCWR (Supercritical Water Reactor);

- реактор на быстрых нейтронах с натриевым теплоносителем SFR (Sodium Fast Reactor), замкнутым топливным циклом, эффективным сжиганием актиноидов, воспроизводством топлива на основе урана;

- реактор на быстрых нейтронах со свинцовым/свинцово-висмутовым теплоносителем LFR (Lead Fast Reactor), замкнутым топливным циклом, сжиганием актиноидов, эффективным воспроизводством ядерного топлива.

- реактор на тепловых нейтронах MSR (Molten Salt Reactor) с циркуляцией топлива на основе расплавленных солей, с полной переработкой актиноидов в топливном цикле.

Среди этих технологий выделяются две технологии производства электроэнергии с КПД 45–47%, использующие высокотемпературные реакторы с гелиевым теплоносителем, и реакторы, охлаждаемые водой сверхкритического давления (СКД).

Основная цель использования легководных реакторов со сверхкритическим давлением (SCWR) состоит в том, чтобы повысить экономичность существующих технологий с реакторами PWR (Pressurized Water Reactor). Эта концепция реакторов рассматривается специалистами России, Японии, США, Франции, Канады, Китая и других стран в рамках международных программ по разработке реакторов четвертого поколения. Строительство АЭС с реакторами SCWR позволит существенно повысить КПД установок, снизить металлоемкость оборудования по сравнению с существующими АЭС с ВВЭР или PWR [8–10]. Ядерные энергоблоки с реактором SCWR характеризуются следующими особенностями [9]:

- низким расходом теплоносителя и высоким его подогревом в активной зоне, что позволяет снизить мощность, потребляемую циркуляционными насосами;

- высокой энтальпией острого пара, что обеспечивает высокий КПД установки;

- однофазностью теплоносителя, следовательно, отсутствием режимов с кризисом теплообмена;

- реализацией прямоточного цикла, что приводит к компактности реакторной системы;

- возможностью использования технологий и оборудования энергоблоков СКД на органическом топливе.

Возможны варианты компоновки активной зоны с тепловым спектром нейтронов для эксплуатации в открытом топливном цикле с топливом UO_2 и быстрым спектром нейтронов для работы в замкнутом топливном цикле с MOX -топливом и коэффициентом воспроизводства $K_B \approx 1$ или выше, до 1,2 [11]. На основании предварительных проектных разработок легководных реакторов со сверхкритическим давлением, выполненных в США, Франции и России в таблице 1 представлены их основные характеристики.

Особенности охлаждения активной зоны водой сверхкритических параметров учитываются при формировании спектра нейтронов, анализе безопасности и оценке устойчивости работы реактора. В таблице 2 представлены основные характеристики разрабатываемых в России, Канаде и Японии реакторных установок с тепловым и быстрым спектром нейтронов. Реакторные установки ВВЭР-СКД рассматриваются с естественной (ЕЦ) и принудительной (ПЦ) циркуляцией теплоносителя [12].

Таблица 1 — Основные характеристики легководных реакторов со сверхкритическим давлением

Параметр	HPLWR (Франция)	SCWR (США)	ВВЭР-СКД (Россия)
Электрическая мощность, МВт	1000	1600	1700
Температура теплоносителя, вход/выход °C	280/500	280/500	280/530
Давление теплоносителя, МПа	25	25	25
Диаметр и толщина оболочки ТВЭЛА, мм	8x0,4	10,2x0,63	10,7x0,55
Шаг упаковки ТВЭЛ, мм	9,5	11,2	12,0
Обогащение топлива UO_2 , %	≤ 5	≤ 5	≤ 5
Среднее выгорание топлива, МВт·сут/кгU	45	45	Около 40
Максимальная температура оболочки ТВЭЛА, °C	Около 670		

Таблица 2 — Основные характеристики реакторных установок со сверхкритическим давлением

Параметр	ВВЭР-СКД	ВВЭР-СКД	CANDU-X	SCWR
Спектр нейтронов	тепловой, быстрый	тепловой	тепловой	быстрый
Тепловая мощность, МВт	3700	1250 (ЕЦ) 2500 (ПЦ)	2500	1650
Электрическая мощность, МВт	1700	500 (ЕЦ) и 1000 (ПЦ)	1200	720
КПД, %	45	43	48	44
Давление, МПа	24,5	24,5	25	25
Температура на входе/ выходе, °C	290/ 540	390/ 540	350/625	381/504
Топливо	UO_2 , MOX , кермет*	UO_2 , MOX	UO_2/Th	MOX
Обогащение, %	до 5 (тепловой), до 20 (быстрый)		4	
Диаметр ТВЭЛА, мм	9-11	9-11	7	7

* - керметное топливо с дополнительным барьером для одноконтурной установки

В Канаде ведутся разработки усовершенствованных тяжеловодных канальных реакторов CANDU-X (Canada Deuterium Uranium –X) с водой сверхкритических параметров в качестве теплоносителя электрической мощностью от 375 до 1200 МВт (табл.2) [5].

Проект реактора SCWR на быстрых нейтронах электрической мощностью 700 МВт на суперкритических параметрах разработан в Японии (табл.2) [9]. Активная зона рассчитана на высокую плотность энерговыделения при максимальной линейной тепловой нагрузке, не превышающей 39 кВт/м. При расходе теплоносителя 850 кг/с эквивалентный диаметр активной зоны составляет 2,1 м, что значительно меньше, чем у реакторов PWR такой же мощности.

Режимы ухудшенного теплообмена. При освоении технологии легководных реакторов со сверхкритическими параметрами теплоносителя необходимо полное понимание теплогидравлических процессов в теплоносителе и решение проблемы создания новых конструкционных материалов активной зоны. В теплофизическом плане одной из важных проблем с точки зрения безопасности является проблема определения коэффициента теплоотдачи в активной зоне реактора и безопас-

ной области тепловых нагрузок, чтобы исключить возможность перехода в режим ухудшенного теплообмена.

В мире проведено большое количество исследований гидродинамики и теплообмена при течении жидкости сверхкритического давления в трубах. Однако до сих пор нет ясного понимания процессов тепломассопереноса в потоке теплоносителя при резком изменении его физических свойств [13, 14]. Резкое изменение физических свойств теплоносителя в зависимости от разных факторов приводит к существенному разнообразию режимов теплообмена. В области сверхкритических параметров теплоносителя различают режимы с нормальной, ухудшенной и улучшенной теплоотдачей. В режимах с нормальной теплоотдачей наблюдается монотонное изменение температуры стенки по длине трубы, в режимах с ухудшенной теплоотдачей наблюдается резко выраженное локальное повышение температуры стенки. Такие режимы очень опасны, так как возникающие термические напряжения могут привести к деформации или разрушению оболочек тепловыделяющих элементов (ТВЭЛ). Параметры, при которых возникают такие режимы, существенно ограничивают уровень мощности реактора.

Многочисленные исследования условий возникновения режимов ухудшенного теплообмена при течении воды сверхкритического давления в трубах показали, что сильное уменьшение плотности среды при приближении к критической температуре вызывает термическое ускорение потока, что приводит к уменьшению турбулентности. Из-за разности плотностей вблизи стенки и в центре канала в потоке возникают архимедовы силы. Совместное влияние архимедовых сил и ускорения потока может привести к деформации профиля скорости. При подъемном течении теплоносителя профиль скорости приобретает М-образную форму с максимумом вблизи стенки, касательное напряжение в точке максимума равно нулю. Следовательно, вблизи стенки образуется запирающий для переноса теплоты слой, что приводит к ухудшению теплообмена и повышению температуры стенки.

До сих пор нет единого мнения по определению граничного значения плотности теплового потока q_{cr} , превышение которого приводит к возникновению режимов с ухудшенной теплоотдачей, и зависимости q_{cr} от режимных и геометрических параметров. Отношение плотности теплового потока к массовой скорости $q/\rho w = 0,6$ кДж/кг определяет нижнюю границу возникновения режимов ухудшенного теплообмена при течении воды сверхкритического давления в трубах [15, 16]. В работе [15] даются различные рекомендации по определению границы возникно-

вения режимов ухудшенного теплообмена. Однако, соотношения, характеризующие зависимость плотности теплового потока от массовой скорости $q=f(\rho w)$, получены в узком диапазоне параметров и, как правило, для одной среды.

Результатов экспериментальных исследований теплоотдачи при течении воды сверхкритического давления в многостержневых сборках в открытой печати крайне мало [13, 14]. В некоторых исследованиях отмечается, что при течении воды сверхкритического давления в пучках стержней режим ухудшенного теплообмена наступает при более высоких значениях параметра $q_{cr}/\rho w$, по сравнению с трубами.

В работе [13] представлены экспериментальные данные, характеризующие границы режимов ухудшенной теплоотдачи в топливном канале из восьми трубок диаметром 12 мм, толщиной стенки 0,8 мм с опускающим и подъемным движением теплоносителя. Эксперименты проводились при давлениях 23,6; 24,6; 26,5; 29,4 МПа в диапазоне изменения массовой скорости 400 — 4800 кг/(м²·с), температуры воды на входе 80 — 320°C, плотности теплового потока до 1,6 МВт/м². В результате установлено, что в определенном диапазоне изменения параметров в сечении канала, где средняя температура теплоносителя близка к псевдокритической t_m , наблюдается резкое повышение температуры стенки имитатора ТВЭЛ. По мере увеличения теплового потока происходит смещение пика температуры навстречу потоку с одновременным его возрастанием. Анализ экспериментальных данных работы [13] позволил получить следующие зависимости параметра от массовой скорости для разных давлений (рисунок 1).

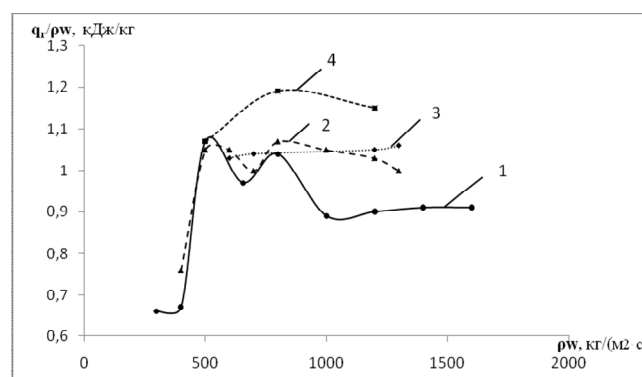


Рисунок 1. Изменение параметра в зависимости от массовой скорости и давления: 1- 23,6 МПа, 2- 24,6 МПа, 3- 26,5 МПа, 4- 29,4 МПа

Из рисунка видно, что существуют три области с различным влиянием массовой скорости на границу возникновения режима ухудшенного теплообмена в пучках стержней. В области малых массовых скоростей ($\rho w < 500$ кг/(м²·с)) наблюдается

существенный рост параметра $q_{cp} / \rho w$ от 0,67 кДж/кг до 1,08 кДж/кг; в области $500 < \rho w \leq 800$ кг/(м²с) достигается его максимальное значение 1,08 - 1,2 кДж/кг; в области $\rho w > 800$ кг/(м²с) наблюдается тенденция к его уменьшению. Исключение составляет режим с давлением 26,5 МПа (кривая 3). В этом режиме отсутствуют экспериментальные данные в области массовых скоростей от 800 до 1200 кг/(м²с). Результаты эксперимента показывают, что для данной геометрии пучка значение параметра $q_{cp} / \rho w$ изменяется от 0,67 кДж/кг до 1,2 кДж/кг. Поэтому говорить о существенном увеличении минимального значения параметра $q_{cp} / \rho w$ в пучках по сравнению с трубами нет достаточных оснований.

На границу возникновения режима ухудшенного теплообмена существенно влияют геометрические характеристики пучка. Об этом свидетельствуют результаты расчетов гидродинамики и теплообмена при течении воды сверхкритического давления в пучках как с треугольной, так и с квадратной упаковками [17-19]. Расчеты проводились как с использованием поканальной методики, так и трехмерного моделирования.

В работе [17] представлены результаты расчета, с использованием кода FLUENT, теплообмена в тепловыделяющей сборке канального реактора типа CANDU-X, охлаждаемого водой со сверхкритическими параметрами. Тепловыделяющая сборка состоит из 8 твэл центрального ряда диаметром 13,5 мм и 35 твэл двух внешних рядов диаметром 10,5 мм, заключенных в канал с внутренним диаметром 102 мм, обогреваемой длиной 5,77 м. Плотность теплового потока по длине канала и в поперечном сечении постоянная 670 кВт/м², давление 25 МПа, массовая скорость 860 кг/(м²с).

В локальной области, где возникает режим ухудшенного теплообмена, отмечается недопустимо высокая азимутальная неравномерность температуры оболочек твэл. Максимальная азимутальная неравномерность температуры $\Delta T_{\phi, \max} = 306^\circ\text{C}$ наблюдается в ячейке центрального ряда, минимальная 28°C — в ячейке внешних рядов. Максимальная температура поверхности твэл 729°C в ячейке центрального ряда достигается в сечении по длине канала $z=1,443$ м, где средняя температура теплоносителя близка к критической $384,9^\circ\text{C}$.

Результаты численного исследования характеристик течения и теплообмена в тепловыделяющей сборке квадратной упаковки с диаметром твэл 8 мм, длиной 4 м, охлаждаемой водой сверхкритического давления представлены в работе [18]. Режимные параметры соответствуют Китайской мо-

дели реактора SCWR тепловой мощностью 3020 МВт с температурой воды на входе 280°C на выходе 510°C , массовой скоростью 1540 кг/(м²с), давлением 25 МПа. Рассмотрены три типа ячеек: типичный внутренний четырехугольник, ячейка между твэлом и стенкой и угловая ячейка. Для моделирования использовалась модифицированная RNG k - ε модель турбулентности, которая показала лучшее совпадение расчетных значений с экспериментальными данными зависимости коэффициента теплоотдачи от энтальпии теплоносителя при сверхкритическом давлении.

Расчеты проводились при постоянной плотности теплового потока на стенке 600 кВт/м^2 для разной плотности упаковки стержней s/d , изменяющейся от 1,2 до 1,6. Во внутренних четырехугольных ячейках режим ухудшенного теплообмена возникает при $s/d \geq 1,4$ и значении параметра $q / \rho w \geq 0,6$ кДж/кг. Максимум коэффициента теплоотдачи наблюдается в области псевдокритической температуры теплоносителя, затем наступает резкое уменьшение коэффициента теплоотдачи и одновременно резкое увеличение температуры стенки. В выходном сечении азимутальная неравномерность температуры стенки достигает 40°C и с уменьшением s/d она увеличивается.

В ячейках между твэлом и стенкой канала режим ухудшенного теплообмена возникает в узком зазоре между стержнем и стенкой в сечении, где температура теплоносителя достигает критического значения. В этом сечении азимутальная неравномерность температуры стенки может достигать 90°C . В угловой ячейке канала режим ухудшенного теплообмена также возникает в области псевдокритической температуры теплоносителя.

Моделирование теплообмена в тепловыделяющей сборке. Проведено численное моделирование теплообмена при течении воды сверхкритического давления в вертикальной семистержневой тепловыделяющей сборке. Геометрические и режимные параметры сборки соответствуют параметрам активной зоны реактора ВВЭР-СКД [1]. Рассматривается вертикальное положение сборки, ось z направлена вдоль оси канала. Пучок стержней диаметром 9 мм, обогреваемой длиной 4,05 м расположен в треугольной упаковке с соотношением шага к диаметру стержней $s/d=1,4$ (рисунок 2). Центральный стержень и стенка канала не обогреваются, на стенках шести обогреваемых стержней задается постоянная плотность теплового потока. На вход подается вода с температурой, меньшей критической для данного давления.

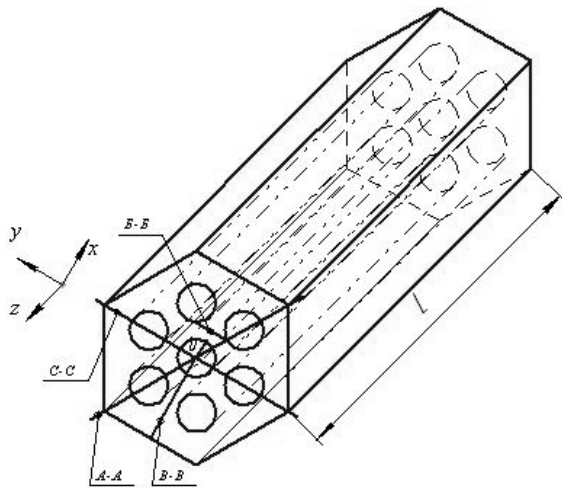


Рисунок 2. Схема тепловыделяющей сборки

Исследование гидродинамики и теплообмена в сборке проводилось на основе RNG $k-\varepsilon$ модели турбулентности, включающей систему уравнений сохранения массы, количества движения, энергии теплоносителя, а также уравнения для кинетической энергии турбулентности и скорости диссипации энергии [19-22]. Уравнения состояния воды при до- и сверхкритических параметрах задавались согласно формуляции IF-97 [23]. Граничные условия на входе в тепловыделяющую сборку: температура воды 563 К, скорость 0,5 м/с, давление 25 МПа. Плотность теплового потока на стенках обогреваемых стержней 400 кВт/м².

Расчеты показали, что в тепловыделяющей сборке с центральным не обогреваемым стержнем режим ухудшенного теплообмена возникает на выходе из сборки в центральной ячейке в зазоре между стержнями (сечение Б-Б) при значении параметра $q/\rho w > 0,8$ кДж/кг. С увеличением параметра $q/\rho w$ область ухудшенного теплообмена сдвигается навстречу потоку к входному сечению. Так при $q/\rho w = 1,2$ кДж/кг режим ухудшенного теплообмена наблюдается в середине канала в центральных ячейках между обогреваемыми стержнями. На рисунке 3 показано изменение температуры стенки по длине обогреваемого стержня в точках 1, 2.

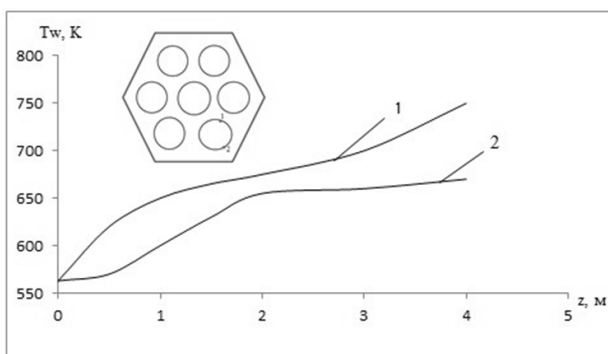


Рисунок 3. Распределение температуры стенки по длине стержня

Точка 1 на рисунке 3 является наиболее теплонапряженной. В этой точке температура стенки по длине стержня меняется неравномерно. На участке тепловыделяющей сборки от входа до сечения $z=1,5$ м скорость теплоносителя в угловой ячейке больше, чем в центральной, поэтому температура в точке 1 растет сильнее, чем в точке 2. Максимум профиля скорости в угловой ячейке смещен к обогреваемому стержню. В сечении $z=2$ м максимальное значение профиля скорости в угловой ячейке и в центральной практически совпадают (0,6 м/с). Начиная с этого сечения и до выхода из сборки в зазоре между стержнями (сечение Б-Б) скорость потока резко увеличивается и на выходе составляет 1,16 м/с (рисунок 4). В угловой ячейке скорость потока изменяется слабо, на выходе из сборки максимальное значение скорости составляет 0,78 м/с.

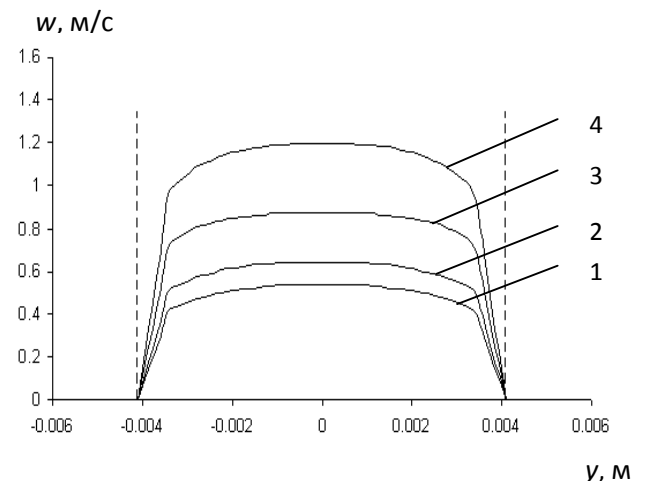
Интересно отметить, что в отличие от течения в трубе профили скорости в пучке в области ухудшенного теплообмена (кривые 3, 4 рис.4) остаются выпуклыми с максимумом в середине зазора между стержнями. Формирование М-образного профиля скорости не наблюдается.

На рисунке 5 представлено изменение профилей температуры в сечении Б-Б по длине сборки.

Температура теплоносителя в сечении между обогреваемыми стержнями увеличивается по длине сборки, в сечениях $z > 2$ м, профиль температуры сильно деформируется, возникает режим ухудшенного теплообмена. Температура стенки в точке 1 (рис.3) резко увеличивается, а в точке 2 изменяется незначительно.

На рисунке 6 представлено изменение по длине канала коэффициента теплоотдачи α в сечении, проходящем через точку 1.

В области, где температура теплоносителя достигает критического значения (пунктирная линия), коэффициент теплоотдачи увеличивается, азимутальная неравномерность температуры стенки уменьшается.

Рисунок 4. Профили скорости в сечении Б-Б: 1) $z = 1$ м, 2) $z = 2$ м, 3) $z = 3$ м, 4) $z = 4$ м

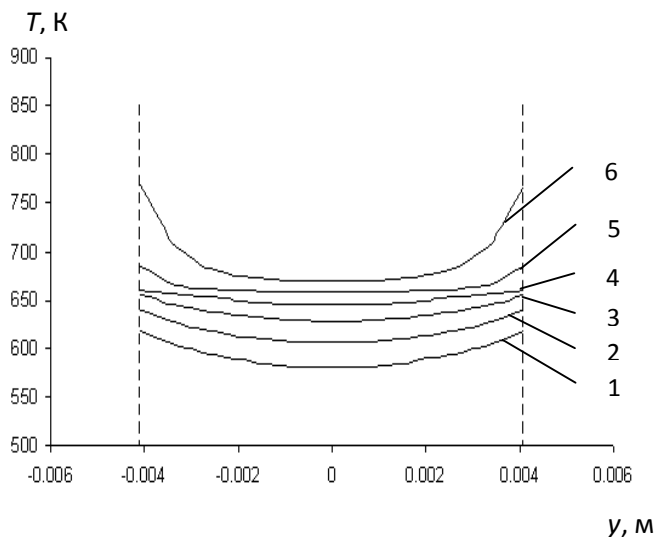


Рисунок 5. Профили температуры в сечении Б-Б: 1) $z = 0,5$ м, 2) $z = 1$ м, 3) $z = 1,5$ м, 4) $z = 2$ м, 5) $z = 3$ м, 6) $z = 4$ м.

В сечении $z=2$ м профиль температуры в сечении Б-Б становится практически равномерный (кривая 4 рис.5), а коэффициент теплоотдачи максимальный. В сечении $z>2$ м наблюдается резкое уменьшение коэффициента теплоотдачи, что связано с уменьшением теплоемкости в этой области и термическим ускорением потока.

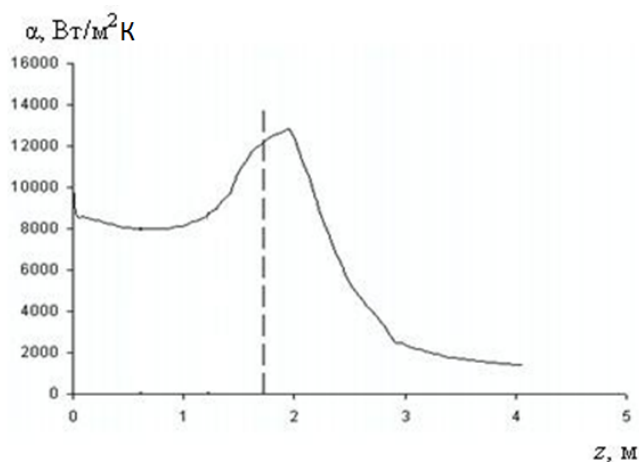


Рисунок 6. Изменение коэффициента теплоотдачи по длине стержня

Возникает режим ухудшенного теплообмена. Температура стенки в точке 1 (рис.3) резко увеличивается и достигает на выходе из сборки 760 К, при этом азимутальная неравномерность температуры составляет 90 К.

Выводы

Как экспериментальные, так и расчетные исследования показывают, что при течении воды сверхкритического давления в каналах с пучками стержней в определенной области значений геометрических и режимных параметров возникают режимы ухудшенного теплообмена, характеризующиеся резким увеличением температуры стенки тепловыделяющего элемента и ее сильной азимутальной неравномерностью. Минимальное значение параметра, при котором может возникнуть режим ухудшенного теплообмена в локальной области пучка $q_{zp} / \rho w = 0,6$ кДж/кг.

Численное моделирование течения воды сверхкритического давления в семистержневой тепловыделяющей сборке с центральным необогреваемым стержнем показало, что в рассмотренных условиях ($q / \rho w = 1,2$ кДж/кг) режим ухудшенного теплообмена возникает локально в центральных ячейках пучка между обогреваемыми стержнями после достижения критического значения температуры теплоносителя.

В ячейках пучка, где возникает режим ухудшенного теплообмена, наблюдается сильное термическое ускорение потока, резкое уменьшение коэффициента теплоотдачи и рост температуры стенки твэл.

В области ухудшенного теплообмена наблюдается сильная азимутальная неравномерность температуры стенки обогреваемых стержней. Максимальная азимутальная неравномерность температуры стенки стержней в выходном сечении достигает 90 К.

Список использованной литературы

1. Калякин С. Г., Кириллов П. Л., Баранаев Ю. Д. и др. Перспективы разработки инновационного водоохлаждаемого ядерного реактора со сверхкритическими параметрами теплоносителя// Теплоэнергетика. – 2014. – №8. – С.13–19.
2. Власенко Н. И., Годун О. В., Кирьянчук В. Н. Сравнительная оценка инновационных вариантов открытого ядерно-топливного цикла в Украине// Ядерная радиация и безопасность. – 2014. – № 3(63). – С.10 — 13.
3. Патон Б. Е., Неклюдов И. М., Красноуцкий В. С. Будущее атомной энергетики определяет задачи ядерного топливного цикла Украины/ ISSN 1562-6016 ВАНТ. – 2013. – №5(87).
4. Оновлення Енергетичної стратегії України на період до 2030 р. від 7 червня 2012 р. [Электронный ресурс]. — Режим доступа: <http://mpe.kmu.gov.ua/fuel/doccatalog/document?id=222032>
5. Pioro I., Kirillov P. Generation IY Nuclear Reactors as a Basis for Future Electricity Production in the World /

- [Электронный ресурс]. — Режим доступа: <http://www.formatex.info/energymaterialbook/book/>. — 2013. — Р.818–830.
6. Тюнин И. Б. Эволюционные и инновационные ядерные реакторы для ближайшей и отдаленной перспективы. Часть 2// Атомная техника за рубежом. — 2005. — №2. — С.3–11.
 7. Мацуи К. Тенденции разработок реакторов следующего поколения и реакторов нового типа в Японии// Атомная техника за рубежом. — 2004. — №4. — С.24–37.
 8. Кириллов П. Л. Водоохлаждаемые реакторы на воде сверхкритических параметров// Теплоэнергетика. — 2008. — №5. — С.2–5.
 9. Cao L., Oka Y., Ishiwatari Y., Shang Z. Core Design and Subchannel Analysis of a Superfast Reactor// Journal of Nuclear Science and Technology. — 2008. — v.45, № 2. — P.138–148.
 10. Семечков Ю. М., Духовенский А. С., Алексеев П. Н. и др. Проблемы и перспективы реакторов нового поколения со сверхкритическим давлением// Теплоэнергетика.—2008. —№5. —С.6–11.
 11. Глебов А. П., Клушин А. В. Реактор с быстро-резонансным спектром нейтронов, охлаждаемый водой сверхкритического давления при двухходовой схеме движения теплоносителя// Атомная энергия. — 2006. —т.100, №5. — С. 349–355.
 12. Драгунов Ю. Г., Рыжов С. Б., Никитенко М. П. и др. Водоохлаждаемые реакторы со сверхкритическими параметрами (ВВЭР-СКД) — перспективные реакторы 4-го поколения/ Труды конференции «Обеспечение безопасности АЭС с ВВЭР» Россия, Подольск. —2007.
 13. Габараев Б. А., Смолин В. Н., Соловьев С. Л. Перспективное направление развития водоохлаждаемых реакторов АЭС в XXI в. — использование сверхкритических параметров теплоносителя// Теплоэнергетика.—2006. —№9. —С.33–40.
 14. Силин В. А., Семечков Ю. М., Алексеев П. Н., Митькин В. В. Исследование теплообмена и гидравлического сопротивления при течении воды сверхкритических параметров применительно к реакторным установкам// Атомная энергия. —2010. —т.108, №6. —С.340–347.
 15. Грабежная В. А., Кириллов П. Л. Теплообмен при сверхкритических давлениях и границы ухудшения теплообмена// Теплоэнергетика.—2006. —№4. —С.46–51.
 16. Кириллов П. Л., Ложкин В. В., Смирнов А. М. Исследование границ ухудшенных режимов в каналах при сверхкритических давлениях// Препринт ФЭИ—2988. —2003.
 17. Смирнов В. П., Папандин М. В., Лонинов А. Я., Ванюкова Г. В., Афонин С. Ю. Применение CFD — кода к расчету теплообмена в реакторе со сверхкритическими параметрами// Атомная энергия. —2011. —т. 111, № 4.— С.196–201.
 18. Yang X., Su G.H., Tian W, Wang J., Qiu S. Numerical study on flow and heat transfer characteristics in the rod bundle channels under super critical pressure condition// Annals of Nuclear Energy. — 2010. —37. —P. 1723–1734.
 19. Авраменко А. А. Ренормгрупповой анализ нестационарной турбулентности // Доповіді НАН України. — 2007. — № 12. — С.88 — 93.
 20. Авраменко А. А. Апробация ренормгрупповой модели нестационарной турбулентности // Доповіді НАН України. — 2011. — № 5. —С.88 — 93.
 21. Авраменко А. А., Басок Б. И., Кузнецов А. В. Групповые методы в теплофизике. Киев.: Нукова думка. — 2003. — 483 с.
 22. Авраменко А. А., Басок Б. И., Дмитренко Н. П., Ковецкая М. М., Тыринов А. И., Давыденко Б. В. Ренормализационно групповой анализ турбулентности. Киев.: Видавничо-поліграфічний центр «ЕКСПРЕС». — 2013. —300 с.
 23. Александров А. А., Орлов К. А., Очков В. Ф. Теплофизические свойства рабочих веществ теплоэнергетики. Москва.: Изд.дом МЭИ.- 2009..

Получено 29.03.2016

УДК (574.5:621.311.2)

А. А. Протасов, А. А. Силаева, Т. Н. Новоселова

Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев

ОПЫТ МНОГОЛЕТНЕГО ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА
ТЕХНОЭКОСИСТЕМ АЭС

Представлены результаты исследований гидробиологического режима водных объектов техноэкосистемы Хмельницкой АЭС, полученных на основании многолетнего мониторинга. Рассмотрены положительные и негативные стороны организации мониторинга. Обсуждаются вопросы оптимизации гидробиологического мониторинга, актуальность которого на АЭС Украины возрастает в связи с введением требований Водной Рамочной Директивы ЕС в области водопользования и охраны окружающей среды.

Ключевые слова: техноэкосистема АЭС, водоем-охладитель, гидробиологический мониторинг, фоновые водные объекты.

Тесное взаимодействие природных и технических элементов среды (водоемов, плотин, каналов, технических агрегатов и др.) и их биотического населения, приводит к формированию нового типа природно-антропогенных систем. В свою очередь, системы охлаждения и техводоснабжения АЭС всегда имеют связи с природными водными объектами, формируя своеобразные техноэкосистемы.

На всех АЭС Украины проводится постоянный экологический контроль как радиационного, так и нерадиационного воздействия на окружающую среду. Однако, с учетом современных требований к комплексному экологическому мониторингу, его можно рассматривать как ограниченный и неполный. В частности, Водная Рамочная Директива Евросоюза (ВРД) [1] регламентирует использование для экологической оценки состояния водной среды именно гидробиологических показателей.

Организация мониторинга. Экологический мониторинг определяется как комплексная система наблюдений, оценки и прогноза изменений состояния экосистем под влиянием антропогенных воздействий [2] и включает как биологический, так и геофизический, гидрохимический аспекты [3]. Гидробиологический мониторинг является составной частью комплексного экологического мониторинга.

Комплексные гидрохимические и гидробиологические исследования водоемов-охладителей (ВО) тепловых и атомных электростанций проводятся с 1960-х гг. [4]. На начальном этапе основной целью этих исследований было изучение состояния гидробионтов в аспекте последствий непосредственного воздействия энергетических станций на окружающую среду, в первую очередь фактора так называемого термического загрязнения. Проблеме обратного воздействия биотических факторов на технические системы (возможности возникновения биопомех и биоповреждений в работе станции) не уделялось достаточного вни-

мания.

Воздействие биотических факторов на технические системы многообразно. При интенсивном «цветении» воды цианобактериями (синезелеными водорослями) при интенсивном фотосинтезе возрастает значение pH, что способствует процессам накипеобразования на теплообменных поверхностях. Значительные скопления водорослей в поверхностном слое ослабляют проникающую в воду солнечную радиацию, снижая уровень фотосинтеза и насыщение воды кислородом другими водорослями, в том числе донными, что может приводить к заморным явлениям, снижению качества воды в водоемах.

Объекты мониторинга. Среди животных беспозвоночных — многие способны вызывать биопомехи в работе оборудования. Они могут быть разделены на три группы. К первой группе можно отнести организмы, обитающие в водной толще — планктон, включая расселительные стадии — личинки дрейссены, статобласты мшанок, геммулы губок, которые могут оседать и прикрепляться на субстрате в той или иной части системы водоснабжения. Ко второй группе относятся прикрепленные обрастатели — моллюски, мшанки, губки. Наибольшие проблемы в этой группе создают дрейссениды (*Dreissena polymorpha* Pall. и *D. bugensis* Andr.).

Третью группу животных, которые могут вызывать биопомехи, составляют организмы, заносимые в системы водоснабжения током воды. Это развивающиеся в водозаборных каналах организмы обрастания (дрейссена, губки), а также подвижные брюхоногие моллюски и рыбы, высшие водные растения и макроскопические водоросли [5].

Гидробиологический контроль необходим в двух аспектах: для достоверной оценки влияния технических объектов на окружающую среду и контроля возможных или реальных биологических

помех. Следует отметить связь между этими проблемами: биологические помехи могут приводить к снижению надежности работы технических агрегатов, вследствие чего повышается риск негативного влияния технических объектов на окружающую среду.

При проведении исследований целью гидробиологического мониторинга техноэкосистем АЭС считали:

исследование и контроль состояния популяций и целостных группировок гидробионтов, которые выступают в качестве индикаторов состояния водной среды, а также влияющих на формирование биологических помех в работе технологического оборудования;

контроль и прогнозирование инвазивного процесса, то есть возможности появления чужеродных организмов, в частности, опасных с точки зрения формирования биопомех;

краткосрочное и долгосрочное прогнозирование возрастания или снижения вероятности развития биологических помех.

Осуществление мониторинга: пространственный аспект. За период многолетних исследований водоемов-охладителей изменилась сама концепция выбора точек наблюдений в пространстве. В 1960—1970-х годах для исследований и постоянного наблюдения выделялась так называемая «подогреваемая», прилегающая к сбросу подогретых вод АЭС, и в качестве контроля — «неподогреваемая» зоны.

Однако исследования показали, что как распределение показателей условий среды, так и самих организмов имеют гораздо более сложные закономерности, зависят от конструкции и характера эксплуатации систем охлаждения.

В частности, при организации развернутого гидробиологического мониторинга (мониторинг, проводящийся по специальной программе с максимальным охватом пунктов наблюдений [6, 7]) объектов Хмельницкой АЭС целесообразно проводить исследования не только в ВО, но и других водных объектах. Контроль за контурными группировками (бентос, перифитон) необходимо проводить в районе подводящего и отводящего каналов, в центральной части водоема, в южной части (бентос), в каналах и на плотине (перифитон), а также на мелководье южной части водоема (высшие водные растения). Исследования показали, что выбор пунктов наблюдения в пелагической подсистеме существенно зависит от метеоусловий, а именно силы и направления ветра, поскольку характер переноса водных масс при техногенной циркуляции постоянно изменяется.

Важным результатом проведения мониторинга, изучения техноэкосистем АЭС было введение в круг постоянных наблюдений так называемых

фоновых водных объектов. Важность их исследований определяется, с одной стороны, тем, что именно их экосистемы могут отражать влияние техноэкосистем АЭС, если таковое имеет место, а с другой — эти близко расположенные водоемы и водотоки могут быть источниками нежелательных, в том числе и опасных видов гидробионтов. Выделение фоновых водных объектов [7], которые гидравлически связаны с техноэкосистемой, но непосредственно в ней не задействованы, определяется самой концепцией техноэкосистемы. Например, для техноэкосистемы Хмельницкой АЭС фоновыми являются реки Горынь и Гнилой Рог, несколько карьеров в районе ВО. Из р. Горынь производится периодическая подпитка ВО, а сток Гнилого Рога полностью аккумулируется в водоеме-охладителе, соответственно с водами реки поступает биологический материал и вода определенного качества. Так, залив перед впадением в ВО р. Гнилой Рог характеризовался относительно более высоким содержанием фенолов (82 ± 6 мкг/дм³), в связи с чем значительным развитием высших водных растений и отмиранием, что определяет высокое содержание этих соединений, по крайней мере, в воде южного района. Для сравнения, в воде подводящего канала содержание фенолов было в 1,8 раза ниже (2014 г.).

Согласно последним исследованиям негативное влияние техноэкосистемы ХАЭС на фоновые водоемы не отмечено, а биофонды последних в настоящее время не оказывают значительного влияния на гидробиологическое состояние водоема-охладителя. Однако некоторые виды водорослей южного происхождения, отмеченные в рыбоводных прудах, отмечены уже и в ВО, где они могут создавать значительную биомассу, вызывая «цветение» воды. Напротив, в таксономическом составе фоновых водных объектов встречаются некоторые виды, которые не встречаются в ВО. В процессе мониторинга на основании биоиндикации было установлено неудовлетворительное с точки зрения органического загрязнения состояние карьера, задействованного в производственном цикле ХАЭС, являющегося водоисточником ответственных потребителей группы А и химводоочистки.

Опыт проведения мониторинга показал, что конкретные задачи должны постоянно корректироваться в ходе наблюдений, т.е. система мониторинга должна иметь элементы самоорганизации, должна быть предусмотрена возможность дополнений и изменений. Так, появление видов-вселенцев может существенно изменить приоритеты в выборе объектов наблюдения. Спонтанное вселение дрейссены в ВО ХАЭС и существенные биологические помехи, которые она вызвала, сразу переориентировало интерес к объектам наблюдения. Контроль динамики развития популяции

Dreissena polymorpha, а затем и *D. bugensis* на несколько лет стали основными задачами мониторинга.

Полученные при мониторинге результаты должны быть достоверными и надежными, поскольку на их основании могут приниматься ответственные решения. Обычно гидробиологический мониторинг проводится с применением общепринятых в гидробиологии методик [8]. При контроле развития сообществ гидробионтов на твердых подводных субстратах, в том числе на гидросооружениях, эффективными и перспективными являются водолазные методы исследований [8]. Они дают возможность уже на первых этапах работы визуально выделять характерные сообщества. Нами разработана методика водолазного изучения перифитона, которая успешно применялась в различных водоемах. Водолаз-исследователь может достаточно точно оценить распределение даже мелких организмов, степень покрытия субстрата прикрепленными формами, пространственную сложность поселений, установить доминирующие формы, в первую очередь те, которые определяют характер сообществ. Много гидробиологической информации может быть получено при проведении технических водолазных работ персоналом водолазных станций АЭС.

В этой связи следует обратить внимание на необходимость тесного производственного контакта между подразделениями, проводящими экологический мониторинг и производственными цехами АЭС. Вся информация о биотических факторах, вызывающих помехи в работе оборудования, должна по единой схеме поступать в базу данных гидробиологического мониторинга. Опыт наших работ показал, что такая налаженная система накопления баз данных практически отсутствует.

Существует группа методов, специфичных для исследования сообществ и организмов обрастания. Это методы экспериментальных субстратов (ЭС), которые позволяют получить данные о составе, обилии перифитона вне систем водоснабжения, в случае невозможности получить материал непосредственно в технических системах. Таким образом происходит отслеживание развития организмов, вызывающих биопомехи, в модельных условиях. Для более эффективного моделирования условий, в основных чертах сходных с таковыми в системах водоснабжения, могут быть созданы в специальные установки, в которые поступает та же вода, что и в системы водоснабжения. В отличие от функционирующих систем водоснабжения модельные установки всегда доступны для наблюдения. Их конструкция должна предусматривать быстрый и надежный осмотр образцов, взятие проб для количественных и качественных анализов. Такие контрольные установки используются

на зарубежных электростанциях [9].

Для техноэкосистемы каждой АЭС характерны свои уникальные условия, станции отличаются типом водоема-охладителя и его морфометрическими характеристиками, водообменом, термическим, гидрохимическим и газовым режимами, распределением донных грунтов и т.п. На трех АЭС Украины (Хмельницкой, Запорожской, Южно-Украинской) используются водоемы-охладители, значительно отличающиеся своими параметрами. На РАЭС для дополнительной подпитки и частичного сброса подогретых вод используется вода р. Стирь. В связи с этим оценивать состояние экосистемы разных АЭС с помощью одних шаблонных параметров, нам представляется нецелесообразным. В ВРД предложены подходы к определению экологического статуса водного объекта на основании оценки степени изменения экосистемы водного объекта относительно некоего реального или условного референсного состояния. Понятие «хороший экологический статус», как правило, связывают с «полностью или почти полностью ненарушенными условиями». Таким образом, эталонным или референсным состоянием водного объекта принимается такое, которое было до вмешательства антропогенных факторов на данную экосистему. Однако, если мы имеем дело с искусственно созданными водными объектами, выбрать состояние, которое соответствовало бы эталонным природным условиям, не представляется возможным. Для значительно антропогенно измененных или искусственно созданных водных объектов ВРД предлагает использование понятия «экологического потенциала». То есть для каждой техноэкосистемы должен быть разработан свой экологический потенциал — приемлемое экологическое состояние (в данном случае — техноэкосистемы АЭС), при котором бы: 1) отсутствовало или было бы минимальным негативное воздействие техноэкосистемы на окружающую среду, и 2) отсутствовали бы негативные воздействия биотических и комплексных экосистемных факторов на режим эксплуатации оборудования АЭС.

На основании значительного опыта исследований на водоемах-охладителях была предложена методика экспертных оценок, которая включает четыре блока факторов — изменения гидрохимического режима, гидродинамические, гидротермические и общетехнические воздействия. Для двух АЭС Украины показано, что наиболее экологически опасны факторы, находящиеся в «гидротермическом» блоке [10]. Экспертные оценки целесообразно использовать как для экспресс-оценок, так и для обобщенных оценок влияния техногенных факторов.

Результаты многолетних наблюдений за состоянием техноэкосистемы дают возможность гото-

вить рекомендации, давать прогнозные оценки относительно развития экосистем (сукцессии). Так, при подготовке материалов для «Оценки воздействия на окружающую среду...» (ОВОС) «Технико-экономического обоснования сооружения энергоблока № 2 ХАЭС» было спрогнозировано появление в водоеме-охладителе *Dreissena polymorpha* и вероятность возникновения биопомех, вызванных этим моллюском. Дальнейший мониторинг подтвердил прогноз. Возникшие биологические помехи оказались следствием отсутствия мониторинговых наблюдений в 2002—2004 гг.

Заключение. Одним из важных мероприятий по внедрению положений Водной Рамочной Директивы ЕС является создание системы гидробиологического мониторинга на АЭС Украины, которая должна существенно дополнить существующую систему экологического мониторинга.

Многолетний опыт гидробиологического мониторинга позволяет сделать следующие выводы:

- гидробиологический мониторинг техноэкосистем, в отличие от мониторинга природных экосистем, позволяет выявлять не только характер и степень антропогенного влияния на гидроэкосис-

темы, но и влияние биотических факторов на функционирование технических объектов;

- методология оценок, применяемая в ВРД, базируется на компаративном подходе, поэтому для оценок реального состояния необходим выбор «эталонов» сравнения, которыми для техноэкосистем выступают экологические потенциалы, комплексы характеристик экосистем, которые могут считаться приемлемыми как с относительно природоохранных критериев, так и с точки зрения безопасной и эффективной эксплуатации технических систем;

- имеющийся опыт длительного мониторинга должен быть использован при организации эффективного экологического мониторинга на АЭС. В частности, формирование баз данных должно базироваться не только на полученных данных контроля водоемов-охладителей, технических водоемов, но и систем водоснабжения АЭС, что требует организации единой программы накопления данных о биологических помехах в работе оборудования.

Список использованной литературы

1. Водна Рамкова Директива ЄС 2000/60/ЄС. Основні терміни та їх визначення. — К. : 2006. — 240 с.
2. Израэль Ю. С. Экология и контроль состояния природной среды / Ю. С. Израэль. — Л. : Гидрометеиздат, 1984. — 560 с.
3. Израэль Ю. С. Экологический мониторинг и регулирование состояния природной среды / Ю. С. Израэль, Л. М. Филиппова, Г. Э. Инсаров [и др.] // Проблемы экологического мониторинга и моделирование экосистем. — Л. : Гидрометеиздат, 1981. — Т. 4. — С. 6—1.
4. Гидробиология водоемов-охладителей тепловых и атомных электростанций Украины / Отв. ред. М. Ф. Поливанная. — К. : Наук. думка, 1991. — 192 с.
5. Protasov A. A. Biological Hindrances in Power Stations Exploitation, Their Typization and Main Hydrobiological of Control / A. A. Protasov, G. A. Panasenko, S. P. Babariga // Hydrobiol. J. — 2009. — V 45, 1. — P. 32—46.
6. Техно-экосистема АЭС. Гидробиология, абиотические факторы, экологические оценки / Под ред. А. А. Протасова. — К. : Ин-т гидробиологии НАН Украины, 2011. — 234 с.
7. СТП 0.03.088-2010 Порядок розробки регламенту гідробіологічного моніторингу водойми-охолоджувача, систем охолодження і системи технічного водопостачання АЕС з реакторами типу ВВЕР. Методичні вказівки. — К., 2010. — 48 с.
8. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод ; за ред. В. Д. Романенка. — К. : Логос, 2006. — 408 с.
9. Jenner H. Cooling water management in European power stations. Biology and control of fouling / H. Jenner, J. Whitehouse, C. Taylor, M. Khalanski // Hydroecologie appliquée. — 1998. — 10, N 1—2. — P. 1—225.
10. Protasov A. A. Determination of impact of nuclear and thermal power plants on hydroecosystems, using expert assessment / A. A. Protasov, B. Zdanowski // Hydrobiol. J. — 2003. — Vol. 39, N 1. — P. 48—58.

Получено 25.05.2016

УДК [574.52+574.58]:621.311.25

Т.И. Степанова, А. А. Протасов, А. А. Силаева, Т. Н. Новоселова, Ю.Ф. Громова

Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев

ОСОБЕННОСТИ ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКОГО РЕЖИМА ТЕХНОЭКОСИСТЕМЫ ХМЕЛЬНИЦКОЙ АЭС В УСЛОВИЯХ СНИЖЕНИЯ УРОВНЯ ВОДЫ

Приведены материалы исследований элементов гидробиологического режима техноэкосистемы Хмельницкой АЭС в условиях пониженного уровня воды в водоеме-охладителе в 2015 г. В результате выполненных исследований установлено, что в водоеме-охладителе и техноэкосистеме АЭС в целом не произошло катастрофических изменений. Однако в литоральной зоне отмечена значительная смертность донных двустворчатых моллюсков, в особенности в заливах и на мелководьях.

Ключевые слова: Хмельницкая АЭС, водоем-охладитель, техноэкосистема, двустворчатые моллюски.

Введение. Уровень воды в водоемах-охладителях (ВО) поддерживается на проектном уровне, в первую очередь, исходя из технического регламента работы систем водоснабжения. В настоящее время, в период нестабильных климатических условий, риск снижения уровня в ВО становится все более вероятным, а фактор маловодности (снижение уровня воды) может быть все более важным в экологическом контроле. Однако, наблюдений и исследований последствий такого явления для техноэкосистемы и отдельных групп гидробионтов практически не проводилось.

Целью данной работы было установить особенности гидробиологического режима, структуры сообществ гидробионтов в водоеме-охладителе АЭС в период снижения уровня воды.

Материалы и методы исследований. Комплексные гидробиологические исследования проводили в сентябре (8.09—17.09.) 2015 г. на ВО Хмельницкой АЭС (ХАЭС). Для сравнения приведены также некоторые данные по 2014 г. Водоем-охладитель ХАЭС условно разделен на 5 районов: северный (приплотинный), западный, центральный, восточный и южный, как отдельные участки выделены подводящий (ПК) и отводящий (ОК) каналы.

Измерение температуры воды проводили ртутным и электрическим термометром с точностью 0,1°C, прозрачность измеряли с помощью белого диска (Секки) диаметром 30 см.

Все гидробиологические пробы обрабатывали по стандартным методикам [1]. Пробы бактерио-, фито- и зоопланктона отбирали по всей акватории ВО и в подводящем и отводящем каналах.

Пробы зоопланктона отбирали из поверхностного горизонта и отдельных глубинных горизонтов (с помощью батометра), а также методом тотального лова — весь столб воды от определенной глубины до поверхности.

Исследования зооперифитона проводили на плотине, в отводящем канале и в южном районе

ВО. С помощью легководолазного снаряжения проводили обследование откосов подводящего канала, отбор проб перифитона (обрастания) проводили согласно методик, описанных ранее [2, 3].

Исследования зообентоса проводили в северном, западном, центральном, восточном и южном районах, на выходе из отводящего канала и в подводящем канале ВО ХАЭС, а также на мелководьях выше и ниже уреза воды. Оценку качества среды по соответствующим категориям проводили по методике [4].

Результаты исследований. В период исследований, в связи с засушливым летом и отсутствием дополнительной подкачки воды из р. Горынь, уровень воды в ВО был значительно снижен (рис. 1), что привело к осушению больших участков мелководий в западном, восточном и южном районах.

Минимальной была отметка уровня 201,4 м в конце сентября — начале октября, т.е. исследования были проведены практически при самом низком уровне воды в ВО. Отметка нормального подпорного уровня составляет 203,0 м, т.е. уровень воды был ниже на 1,6 м.

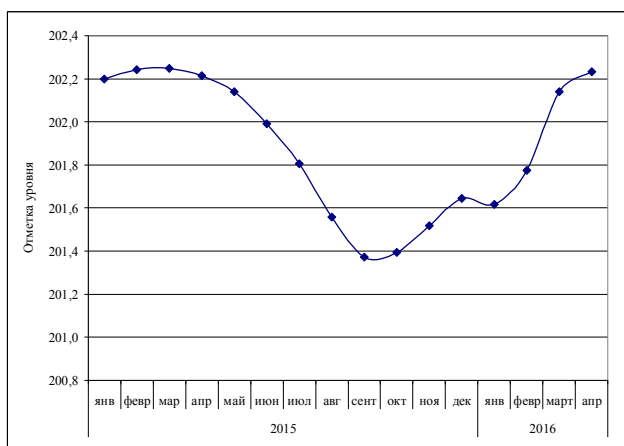


Рис. 1. Динамика уровня воды в водоеме-охладителе ХАЭС по отметкам в 2015—2016 гг. (среднемесячные отметки по данным гидротехнического цеха и отдела охраны окружающей среды ХАЭС)

Средняя температура воды в ВО составляла $21,2 \pm 0,5^\circ\text{C}$, на мелководьях — $20,0 \pm 1,1^\circ\text{C}$, в ПК — $19,8 \pm 0,3^\circ\text{C}$, в ОК — $26,3 \pm 0,2^\circ\text{C}$. Прозрачность воды в ВО изменялась от 1,1 до 2,6 м, наибольшей она была в северном районе. Во время отбора проб преобладал ветер восточного направления со скоростью около 3,3 м/с.

Исследования гидрохимического режима показали его различия в ВО, фоновых и технических водоемах. Значения pH в ВО и каналах в среднем составляли 8,5, что несколько выше, чем в фоновых и технических водоемах (7,7). При этом в многолетнем аспекте уровень pH в ВО относительно стабилен.

Содержание сульфатов в ВО было значительно выше, чем в фоновых и технических водоемах (в среднем соответственно $96,6$ и $33,3$ мг/дм³), что является результатом поступления в ВО различных сбросов. Высокий уровень сульфатов наблюдается на протяжении всего периода исследований [5].

В многолетнем аспекте вода ВО характеризуется достаточно высоким уровнем фосфора фосфатов по сравнению с фоновыми водоемами [5]. В 2015 г. содержание этого элемента возросло в 1,5 раза относительно 2014 г. Высокими значениями характеризовалась и перманганатная окисляемость исследуемой акватории, что свидетельствует о достаточно высоком уровне содержания органического вещества ($10,16$ мг О/дм³ в 2014 г. и $8,2$ — в 2015 г.).

Напротив, содержание соединений азота в ВО было невысоким, в отличие от, например, технических водоемов. Так, содержание аммонийного азота в 1 карте биопрудов было в 30 раз, а в дренажном канале — на порядок выше, чем по акватории ВО. В 1 карте биопрудов очень высоким был и уровень нитратного азота ($10,12$ мг N/дм³).

По содержанию фенолов ситуация в ВО была достаточно стабильной. В 2015 г. этот показатель на выходе ОК составил 52 мг/дм³. Следует принять во внимание, что высокий уровень фенолов в значительной степени является следствием функционирования фитоценозов (водорослей, высших водных растений (ВВР)) и разложения растительности после окончания вегетации. Так, в воде залива р. Гнилой Рог при впадении в ВО, который отличается массовым развитием наяды морской, роголистника и других ВВР, содержание фенолов возрастало до 82 мг/дм³.

Пелагическая подсистема. Количественное развитие бактериопланктона ВО находилось в стабильном состоянии, численность была в пределах $2,2$ — $2,4$ млн. кл/см³. Высокими значениями численности бактерий отличались карты очистных сооружений, отводящий канал и р. Гнилой Рог ($3,1$ — $4,6$ млн. кл/см³).

В 2015 г. по сравнению с 2014 г. в водоеме-охладителе снизилось таксономическое богатство **фитопланктона** с 51 до 42 НОТ. Уменьшилась роль диатомовых и увеличилась — зеленых, при этом сохранилось преобладание зелено-диатомового комплекса. В 2015 г. уровень численности был несколько ниже, чем годом ранее, что объясняется менее интенсивным развитием цианопрокариот *Microcystis aeruginosa* Kütz. Elenkin. Средний уровень биомассы увеличился в два раза благодаря увеличению роли *Aulacoseira granulata* (Ehrenb.) Sim. (диатомовые).

На современном этапе в техноэкосистеме ХАЭС продолжается процесс инвазии, в течение исследований последних лет выявлены новые виды, в частности водорослей. Существует опасность массового развития *Cylindrospermopsis raciborskii* (Wolosz.) Seenayya et Subba Raju, а учитывая тот факт, что оптимальное развитие вида происходит при температуре 25 — 30°C , иногда при 15 — 35°C , его акинеты могут храниться в донных отложениях при широком диапазоне температур [6], есть большая вероятность его массового развития (как это фиксировали в ВО Запорожской АЭС [7]). В 2014 г. этот вид цианопрокариот был найден в рыбоводных прудах техноэкосистемы ХАЭС, а в 2015 г. он уже был зафиксирован на мелководье в южной части восточного района ВО. Возможно, его развитию в ВО благоприятствовали условия постепенного осушения мелководий.

В составе **зоопланктона** ВО, ПК и ОК найдено 55 НОТ — коловратки составляли 19 НОТ, веслоногие — 12, ветвистоусые ракообразные — 23, отмечены также велигеры *Dreissena*. Наблюдалась тенденция к увеличению видового богатства на станциях по мере уменьшения прозрачности воды.

Качественный состав зоопланктона различных участков ВО, ПК и ОК достаточно однообразен. Комплекс доминирующих видов зоопланктона на мелководьях в целом был подобен таковому на ближайших участках пелагиали. В каналах значительную долю составляли велигеры *Dreissena* ($8,9$ — $27,3\%$ численности и $5,0$ — $18,0\%$ биомассы зоопланктона).

Впервые в водоеме-охладителе ХАЭС обнаружен пелагический ветвистоусый ракообразный *Diaphanosoma mongolianum* Ueno, который на некоторых станциях доминировал в зоопланктоне. Ареал этого вида почти полностью охватывает центральную и южную часть Палеарктики, проникая в Эфиопию и экваториальные озера верховьев Нила. Упоминаний о его нахождении в Украине нами не найдено. Также видовой список зоопланктона ВО ХАЭС пополнился тремя видами широко распространенных фитофильных коловраток: *Notommata copeus* Ehrenberg, *Lecane quadridentata* (Ehrenberg), *Euchlanis lyra* Hudson, которые были

обнаружены на западных мелководьях в единичных экземплярах.

Кроме того, следует отметить, что в 2015 г. в ВО (западный и центральный районы) по информации, предоставленной отделом охраны окружающей среды ХАЭС, отмечено наличие медузоидной стадии *Craspedacusta sowerbii* (Lankester). Ранее этот вид, который считается инвазивным, встречался в техноэкосистеме в перифитоне в виде полипов на экспериментальных субстратах, которые экспонировались в подводном канале ХАЭС. Медузоидная стадия этого кишечногополостного появляется при половом размножении. Значительное развитие этих пресноводных медуз может влиять на структуру и обилие зоопланктона, но маловероятно, что они вызовут биопомехи в технических системах водоснабжения, по крайней мере, при невысоком уровне развития.

В последние годы динамика численности и биомассы зоопланктона в ВО ХАЭС характеризовалась значительными колебаниями. Средние значения обилия зоопланктона в 2015 г. составляли $116,92 \pm 43,31$ тыс. экз/м³ и $2,07 \pm 0,39$ г/м³, что ниже пиковых значений предыдущего года в 2,5 и 3,4 раза соответственно. Численность и биомасса зоопланктона открытых мелководий была подобной или ниже таковой на ближайших участках пелагиали. Таким образом, на разных участках водных объектов техноэкосистемы ХАЭС формировался достаточно однородный по составу, структуре и количественному развитию зоопланктон.

Контурная подсистема. В профундальной части ВО в зообентосе ВО обнаружено 34 НОТ, при значительном преобладании олигохет (14) и личинок хирномид (8 НОТ). На отдельных станциях количество таксонов было невысоким и колебалось в пределах 4—15 НОТ. Можно констатировать, что этот показатель снижается по годам исследований, на отдельных станциях встречается все меньшее количество НОТ, то есть локальные группировки зообентоса становятся все менее богатыми по составу. Так, в 2012 г. было отмечено в среднем на станцию 12,7, в 2014 г. — 9,3 НОТ/пробу. В донных группировках численность в среднем оставляла 10,9 тыс. экз/м², биомасса — 973,42 г/м² («мягкого» зообентоса — 5,82 г/м²). Достаточно высокий уровень общей биомассы определяла дрейссена двух видов. Эти показатели обилия находятся в пределах среднесезонных значений, т.е. снижение уровня воды ВО, подобное произошедшему в 2015 г., на уровень развития зообентоса профундальной зоны влияния не оказало.

Осушение мелководных литоральных участков ВО ХАЭС в первую очередь отразилось на популяциях Unionidae. В южном районе в 2015 г. практически не было отмечено отмерших моллюсков

на осушенном берегу, от уреза воды встречались живые моллюски трех видов *Unio tumidus* Philipsson, *U. pictorum* L., *Anodonta cygnea* (L.) численностью 1 экз/м², биомассой 63,45 г/м². По показателям обилия доминировал первый вид (49,0% численности, 62,9% биомассы), как это наблюдалось и на протяжении предыдущих годов исследований. Эти показатели обилия несколько ниже, чем отмеченные ранее, так, в 2010 г. численность крупных Unionidae была 4,2 экз/м², биомасса — 232,15 г/м².

В отличие от южного района при осушении закрытого мелководья восточного района подавляющее большинство крупных моллюсков Unionidae погибло. Это демонстрирует опасность значительного снижения уровня воды для экосистемы ВО, а именно для гидробионтов, которые обитают на литорали и не имеют возможности достаточно быстро мигрировать.

Участки выше уреза (зона заплеска) были достаточно бедны в качественном и количественном отношении — в зообентосе отмечено лишь 8 НОТ, численность была порядка нескольких тыс. экз/м², а биомасса — порядка 1 г/м². Напротив, на участках глубиной 0,4—0,8 м зообентос был достаточно богат (14—27 НОТ), численность составляла в среднем более 28 тыс. экз/м², биомасса — более 10 г/м². Результаты предыдущих исследований показывают, что показатели обилия зообентоса литоральной (мелководья) зоны выше, чем профундальной. Так, в 2014 г. численность беспозвоночных на мелководьях была практически в 4 раза, а биомасса (без учета моллюсков) — более чем в 2 раза выше, чем в профундальной зоне.

Таким образом, наиболее уязвимы беспозвоночные бентоса обнажающихся мелководных участков, а на его восстановление необходимо достаточно продолжительное время.

В зооперифитоне на плотине, по сравнению с последними исследованиями в 2013 г., произошли кардинальные изменения, особенно в приустьевой зоне. В 2015 г. при незначительном уменьшении общего количества НОТ изменения произошли в таксономическом составе — появились губки *Spongia* sp. и мшанки *Bryozoa* sp., дрейссена отмечена не была. Численность снизилась на порядок (с 88105 экз/м² в 2014 г. до 6086 экз/м²), а биомасса при отсутствии дрейссенид — на четыре порядка (с 1912,41 г/м² до 0,66 г/м²).

Водолазное обследование ПК (трансекта по правому берегу в средней части канала) показало, что распределение организмов от уреза воды до дна канала было довольно неравномерным. От уреза до глубины 1 м на бетоне отмечено небольшое количество песчаных отложений. Здесь отмечены отдельные особи дрейссены полиморфной с численностью 50 экз/м² и биомассой 25,56 г/м².

Популяция состояла из размерных групп от 5—10 мм до достаточно больших — 21—25 мм.

Начиная с глубины 2 м, поверхность бетона была покрыта пленками водорослей (доля покрытия составляла от 25 до 85%), песчаные наносы располагались слоем толщиной до 1 см. На глубине 3 и 4 м общая картина существенно не изменилась, но здесь уже накапливались илистые отложения. На глубине 6 м слой отложений достигал 5—6 см, наблюдались единичные моллюски, ракушка дрейссены.

В приустьевой зоне значительно уменьшилось таксономическое богатство зооперифитона (с 10 до 3 НОТ) и численность (на порядок) по сравнению с предыдущим годом, а биомасса практически не изменилась (5,94 г/м² — в 2015 г., 4,57 г/м² — в 2014 г.).

На глубине от 2 до 6 м общее количество НОТ увеличилось по сравнению с предыдущим годом с 22 до 26, в 2015 г. отмечено 2 вида губок, брюхоногие моллюски и др. Но, несмотря на увеличение таксономического богатства, количественные показатели значительно снизились — численность на порядок (с 24350 экз/м² в 2014 г. до 8572 экз/м²), а биомасса более чем в 2 раза (с 3829,43 г/м² до 1538,03 г/м²).

В зооперифитоне на бетонном и каменном субстратах ОК (ниже сброса с очистных сооружений) также отмечены изменения относительно 2014 г. Так, количество таксонов в 2015 г. увеличилось с 6 до 11 НОТ, численность увеличилась незначительно, а биомасса — более чем в 2 раза и достигла 12,35 г/м². На каменном субстрате количество НОТ не изменилось, но численность снизилась на порядок, а биомасса — на два порядка.

На разных субстратах в ВО найдено два вида губок: *Ephydatia fluviatilis* (L.) и *Eunapius carteri* (Bowerbank), с доминированием последнего, а в р. Гнилой Рог (фоновый водный объект) еще к двум вышеуказанным были найдены и *Spongilla lacustris* L., и *Ephydatia muelleri* (Lieberkuhn). Можно констатировать, что акватория, на которой обитает *E. carteri* — вид вселенец, — расширилась к 2015 г. по сравнению с 2007 г., когда этот вид был впервые найден в ВО. То есть, подтвержден тот факт, что *E. carteri*, который сначала считался строго термофильным (теплолюбивым), вполне активно заселяет и водоемы с естественной температурой воды, что отмечается с 2009 г. [8]. Этот вид может быть весьма опасным фактором формирования биологических помех в системах водоснабжения.

Исследования **эпифитона** (зооперифитон на высших водных растениях (ВВР)) в 2015 г. проводили в северо-западном, восточном и в южном районах ВО. Поскольку воздушно-водные растения, такие как тростник, при снижении уровня

воды оказались на суше далеко от уреза воды (на некоторых участках осушенная полоса была более 50 м, а в заливах еще шире) эпифитон изучали только на погруженных растениях.

Всего в эпифитоне было зарегистрировано 35 НОТ из 11 групп, что несколько ниже, чем в предыдущем году. На урути колосистой *Myriophyllum spicatum* L. эпифитон насчитывал 15 НОТ из 4 групп (в 2014 г. в закрытых мелководьях было выявлено 29 НОТ из 11 групп, но на других субстратах — тростнике и рогозе). Однако количественные показатели в 2015 г. отличались на порядок в большую сторону: численность составляла 154815 экз/м² (в 2014 г. — 25054 экз/м²), а биомасса — 73,12 г/м² (в 2014 г. — 6,67 г/м²). При этом в 2015 г. по количественным показателям абсолютными доминантами были олигохеты (74,4% от численности и 57,8% от биомассы). А в 2014 г. по численности абсолютным доминантом был *Cricotopus silvestris* Fabr. — 59,4%, а по биомассе доминировали Chironomidae и Gastropoda — 65,2%.

На рогозе узколистом *Typha angustifolia* L., небольшие заросли которого были отмечены на малой глубине (до 0,15 м) на открытом мелководье северо-западного района, таксономическое богатство составило 15 НОТ из 8 групп, что было выше, чем в предыдущем году. Особенностью современных исследований было наличие в пробах синезеленых водорослей *Gloeotrichia pisum* (Ag.) (5,66 г/м² площади растительного субстрата — рогоза). Численность беспозвоночных эпифитона уменьшилась и составила 13553 экз/м², а биомасса увеличилась почти вдвое (6,82 г/м²) по сравнению с прошлым годом.

На открытом мелководье южного района на рдесте курчавом *Potamogeton perfoliatus* L. выявили 17 НОТ из 6 групп. Здесь так же, как и на других субстратах в предыдущем 2014 г., на порядок увеличилась численность организмов эпифитона и составила 10400 экз/м², почти в три раза увеличилась биомасса и стала равной 3,12 г/м².

Проведенная оценка состояния ВО в период низкого уровня с использованием комплекса гидрхимических и гидробиологических показателей не показала ухудшения качества среды, оно соответствовало категории «достаточно чистые», мезоэвтрофные воды.

Заключение. Колебания уровня воды в техноэкосистемах, в частности в водохранилищах ГЭС, являются достаточно постоянным техногенным фактором, оказывающим воздействие на всю экосистему [9, 10]. Наибольшее влияние это явление оказывает на бентические донные организмы и их сообщества. Для ВО АЭС значительные колебания уровня воды как экологический фактор менее характерны. Однако, в период снижения естествен-

ной водности рек и других водоисточников явления колебаний уровня могут стать более частыми.

Натурные наблюдения и анализ собранного материала в период, когда значительно снизился уровень воды в водоеме-охладителе ХАЭС, показали, что для большинства экотопических групп гидробионтов — планктона, бентоса, перифитона (обрастания) — не было отмечено значительных катастрофических изменений. В литературе имеются сведения о значительных изменениях в экосистеме водоемов при снижении уровня воды [11, 12]. Приводятся данные по повышению обилия фитопланктона, повышению некоторых гидрохимических показателей. Высказывается предположение, что уменьшение объема водоема увеличивает концентрацию компонентов пелагической подсистемы. Полученные нами данные такого явления не подтверждают. Более значительные изменения происходят на литорали водоемов. В первую очередь из состава экосистемы практически выпадает эпифитон на воздушно-водных растениях. Снижение уровня воды в период нереста рыб может быть

катастрофическим для популяций, которые откладывают икру в зарослях.

Как показали наши наблюдения, в период снижения уровня воды в ВО ХАЭС более всего пострадали популяции крупных двустворчатых моллюсков Unionidae. В природоохранной работе, касающейся гидробионтов и водных экосистем Западной Европы, считается недопустимой гибель популяций этих моллюсков вследствие воздействия антропогенных факторов [13]. В Украине также эти гидробионты находятся под угрозой [14]. Следует отметить, что часть популяции, находящаяся на открытом мелководье, практически не пострадала, в то время как в закрытых заводях смертность была очень значительной.

На АЭС Украины проводится постоянный мониторинг экологической ситуации, выделяют так называемые радиационные и нерадиационные факторы воздействия. Полученные данные показывают, что в состав нерадиационных воздействий необходимо включить и фактор изменения уровня воды.

Список использованной литературы

1. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / Під ред. В. Д. Романенка. — К.: Логос, 2006. — 408 с.
2. Протасов А. А. Водолазний метод дослідження пресноводного перифитона / А. А. Протасов, К. Д. Стародуб, С. А. Афанасьєв // Гидробиол. журн. — 1982. — № 4. — С. 91—93.
3. Протасов А. А. Пресноводний перифитон / А. А. Протасов. — Киев: Наук. думка, 1994. — 307 с.
4. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями. — К.: Символ-Т, 1998. — 28 с.
5. Техно-екосистема АЭС. Гидробиология, абиотические факторы, экологические оценки / Под ред. А. А. Протасова. — Киев, 2011. — 234 с.
6. Корнева Л. Г. Инвазии чужеродных видов планктонных водорослей в пресных водах голарктики (обзор) / Л. Г. Корнева // Росс. журн. биол. инвазий. — 2014. — № 1. — С. 9—37.
7. Калиниченко Р. А. Структура и функциональные характеристики пелагических и контурных группировок гидробионтов в водоеме-охладителе Запорожской АЭС / Р. А. Калиниченко, О. А. Сергеева, А. А. Протасов, О. О. Сеницына // Гидробиол. журн. — 1998. — Т. 32, № 1. — С. 15—25.
8. Протасов А. А. Новые виды в спонгиофауне водных объектов, связанных с системой водоснабжения Хмельницкой АЭС / А. А. Протасов, В. В. Трылис, А. А. Силаева // Вестн. зоол. — 2013. — Т. 47, № 3. — С. 258.
9. Визер А. М. Зообентос осушной зоны Новосибирского водохранилища / А. М. Визер // Сибир. экол. журн. — 2011. — № 1. — С. 69—75.
10. Истомина А. М. Многолетняя динамика макрозообентоса Камского и Воткинского водохранилищ / А. М. Истомина // Функционирование и динамика водных экосистем в условиях климатических изменений и антропогенных воздействий: Материалы V Междунар. конф., 12—17 окт. 2015 г., Санкт-Петербург. — СПб.: ЛЕМА, 2015. — С. 97—98.
11. Экосистема водоема-охладителя Лукомской ГРЭС / Митрахович П. А., Самойленко В. М., Карташевич З. К. [и др.]. — Минск: Право и экономика, 2008. — 144 с.
12. Каратаев А. Ю. Перестройка экосистемы эвтрофного озера вследствие превращения его в водоем-охладитель ТЭС / А. Ю. Каратаев, В. П. Ляхнович, Л. В. Гурьянова [и др.] // Экология. — 1989. — № 5. — С. 18—25.
13. Lopes-Lima M. Biology and conservation of freshwater bivalves: past, present and future perspectives / M. Lopes-Lima, A. Teixeira, E. Froufe [et al.]. — Hydrobiologia. — 2014. — Vol. 735, Iss. 1. — P. 1—13.
14. Yanovich L. N. Fauna, distribution, and ecology of mollusks of the genus *Unio* (Mollusca: Bivalvia: Unionidae) in the basin of the Dnieper River within the territory of Ukraine / L. N. Yanovich, M. M. Pampura. — Hydrobiol. J. — 2011. — Vol. 47. — P. 41—48.

Получено 01.06.2016

УДК 539.12

В. А. Пшеничний, В. М. Архипов, Л. В. Горбиць

Одеський національний політехнічний університет, м. Одеса

ОЦІНКИ ПОТУЖНОСТІ ЕКВІВАЛЕНТНОЇ ДОЗИ КОМПОНЕНТ КОСМІЧНОГО ВИПРОМІНЮВАННЯ ТА ЩІЛЬНОСТІ ЇХ ПОТОКІВ У МІСТІ КИЄВІ

Представлено результати вимірювань у місті Києві: на NaI(Tl)-детекторі ($\varnothing 20 \times 12$ см) визначено іонізуючий потік вторинного космічного випромінювання та його річну еквівалентну дозу в повітрі — $(0,022 \pm 0,002)$ част./ $(\text{см}^2 \cdot \text{с})$ та (232 ± 14) мкЗв/рік, відповідно; за допомогою дводетекторної системи з сцинтиляторами NaI(Tl) ($\varnothing 7,3 \times 7,3$ см) та суматора амплітуд сигналів від обох детекторів оцінено максимальну енергію мюонів — 400 ГеВ; використовуючи три різних нейтронних детектори, визначено космічний нейтронний потік та його річну еквівалентну дозу — $(0,015 \pm 0,002)$ нейтр./ $(\text{см}^2 \cdot \text{с})$ та 39 мкЗв/рік, відповідно.

Ключові слова: космічне випромінювання, потужність еквівалентної дози, щільність потоку нейтронів

У нашій попередній роботі [1] вивчалися спектри відгуку високоенергетичних важких заряджених частинок (ВЗЧ) вторинного космічного випромінювання (ВКВ) та γ -квантів, що їх супроводжують, на NaI(Tl)-детекторі ($\varnothing 20 \times 12$) см, який розміщувався під залізобетонними перекриттями багатоповерхового будинку. Для ідентифікації космічних частинок проводились виміри з різними за товщиною екранами. Було зареєстровано γ -кванти енергією ~ 70 МеВ від розпаду π^0 -мезонів, які, скоріш за все, утворюються поблизу детектора, бо такі фотони не можуть проникнути з атмосфери крізь кількадеметрові перекриття. А це вказує, що в потоці ВКВ повинні бути присутні $\pi^\pm$ -мезони. Також було розраховано енергетичні витрати та пробіги μ - і π -мезонів. Як виявилось, ці величини незначно відрізнялися для обох різновидів ВЗЧ однакових енергій, тому в [1] й було вжито узагальнюючий термін “мезони”. В цій статті будемо використовувати їх сучасну назву — мюони та піони.

Ця робота в розвиток [1] включає наступні завдання: 1) провести виміри з NaI(Tl)-детектором ($\varnothing 20 \times 12$) см на відкритому просторі та встановити вклад ВЗЧ (>10 МеВ) в потужність еквівалентної дози (ПЕД) для повітря; 2) експериментально підтвердити чи спростувати непрямий висновок [1] щодо існування в потоці космічних частинок мюонів та піонів з енергіями >200 ГеВ; 3) визначити для міста Києва щільність нейтронного потоку ВКВ та оцінити річну потужність еквівалентної дози.

Виміри ПЕД ВЗЧ-складової космічного випромінювання проводилися на детекторі NaI(Tl) розмірами $\varnothing 20 \times 12$ см на відкритому просторі без захисту (рис. 1, 1) та з плоским свинцевим екраном над детектором товщиною 5 см та розмірами 35×35 см (рис. 1, 2), наявність якого призводить до повного поглинання електронів з енергіями <500 МеВ та гамма-квантів з енергіями >20 МеВ (тільки 4 % гамма-квантів з енергіями 10 МеВ попадають у детектор). *Спектри 1 та 2* подібні: піки в області

70 — 80 МеВ визначаються геометричними розмірами детектора. Зменшення кількості відліків піку *спектру 2* в порівнянні зі *спектром 1* відповідає поглинанню гамма-квантів від розпаду π^0 -мезонів. Такі ж особливості спектрів відгуків спостерігалися в [1] при використанні більш тонких свинцевих екранів, в яких незначно втрачається енергія ВЗЧ. Саме така методика може бути застосована для розділення відгуків ВЗЧ від відгуків гамма-квантів та електронів. Суттєва відмінність спектрів відгуку пов'язана з шириною каналу енергетичної шкали, яка для рис. 1 складає ~ 2 МеВ/кан, а в [1] — ~ 1 МеВ/кан.

Автори [2] постулюють, що *спектр 2* формується мюонами, а різниця між *спектрами 1 та 2* відповідає сумарному вкладу гамма-квантів та електронів. На нашу думку таке тлумачення не відповідає дійсності. Згідно розрахунку за формулою (2) в [1] свинець товщиною 5 см повністю поглинає мюони з енергіями <94 МеВ, окрім тих високоенергетичних ВЗЧ, що пронизують наскрізь екран та детектор. Тому після свинцевого екрану частинки, що завершили свій пробіг в детекторі (*спектр 1*), не повинні відображатися на ділянці *спектра 2* в межах 10—100 МеВ. В цю область попадають відгуки більш енергетичних ВЗЧ (100—200 МеВ зі *спектру 1*), що втрачають в екрані енергію до 100 МеВ. Але зміна кількості відгуків в області 10—100 МеВ *спектра 2* не може повністю заповнити діапазон до <100 МеВ *спектра 1*. Це означає, що значна частина ВЗЧ, а також гамма-квантів та електронів пронизують детектор під кутами $>50^\circ$ від вертикальної осі (проходять поза свинцевим екраном).

Розрахунок потужності поглинутої дози детектором NaI(Tl) для мюонів, піонів, електронів та гамма-квантів і перерахунок її в ПЕД в повітрі не створює труднощів, використовуючи формули (4)—(6) з [1], вразі якщо існує домінування потоку ВЗЧ над потоками електронів та гамма-квантів.

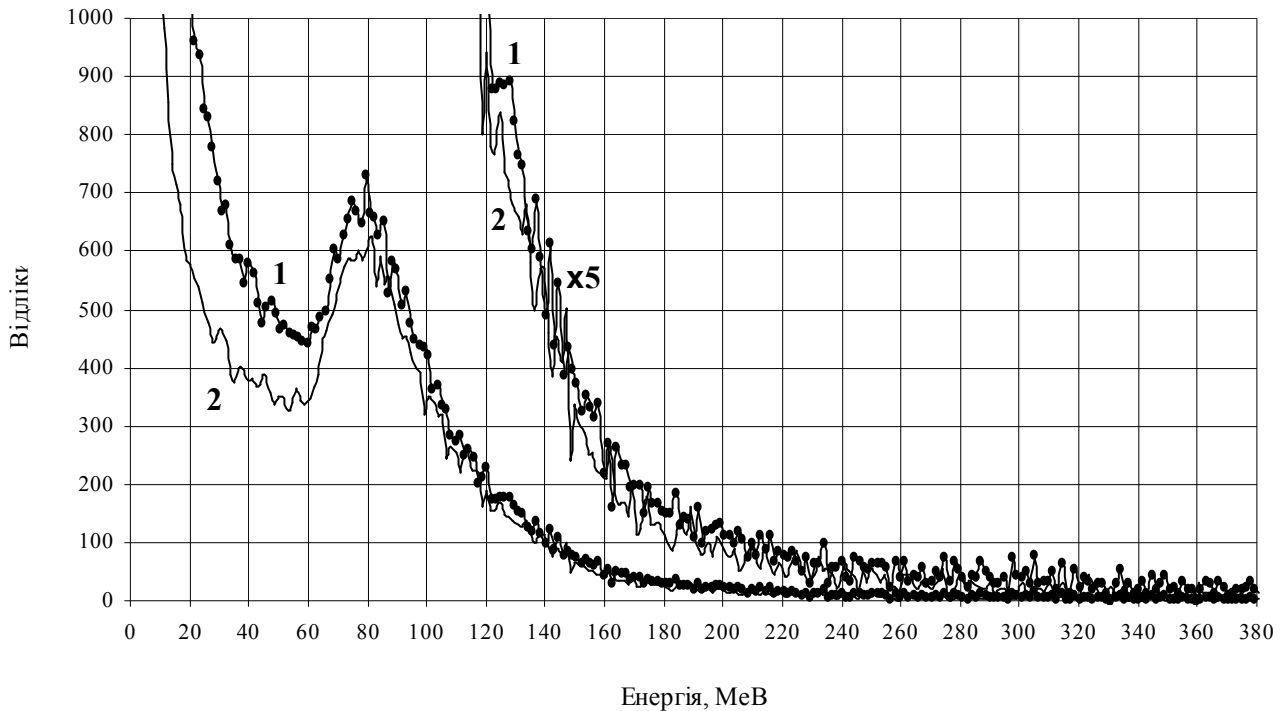


Рис. 1. Спектри відгуків NaI(Tl)-детектора для космічного випромінювання на відкритому просторі без захисту (1) й з екраном Pb 5 см (2). Експозиція — 2 години

Такий підхід не зовсім вірний для гамма-квантів, бо не враховує поперечні перерізи їх взаємодії з середовищем. Але, оскільки потік гамма-квантів незначний, їх вклад в ПЕД_{пов} приблизно відповідає вкладу електронів при реєстрації фотона.

Внесок електронів вторинного космічного випромінювання в ПЕД_{пов} можна врахувати, якщо відомі їх потік та енергії. За допомогою тонких свинцевих екранів можна оцінити ці параметри й, як наслідок, встановити енергетичну залежність $K_{\text{пов/NaI}}$ як для електронів, так й для ВЗЧ. Але існують ситуації, коли мюон розпадається в детекторі з вильотом електрона, енергія якого невідома, проте вона реєструється як добавка до енергії відгуку мюона. Тобто у формулі (3) з [1] конкретна енергія відгуку може відповідати ВЗЧ різних енергій та, відповідно, різним $K_{\text{пов/NaI}}$, тому розрахована величина ПЕД_{пов} є наближеною оцінкою потужності еквівалентної дози на відкритому просторі, що для енергетичного діапазону 10—380 MeV *спектра 1* складає (232 ± 14) мкЗв/рік. Ця величина менша за заявлену в [2] ПЕД_{пов} $= (274 \pm 5)$ мкЗв/рік за рахунок іншого енергетичного діапазону та методики обробки.

Наприкінці цього розділу звернемо увагу читача на деякі нерегулярності спектрів в області 90—150 MeV (рис. 1). Якщо порахувати вплив плоского свинцевого екрана в даному діапазоні, то ефективне проходження ВЗЧ екрану змінюється від $T_{\text{кр}}^{\text{ерс}} = 0,90 \pm 0,03$ на краях зазначеної області до $T_{\text{рез}}^{\text{ерс}} = 0,69 \pm 0,03$ в її центрі (120—130 MeV). Пояс-

нити таке відхилення можна або недостатньою статистикою вимірів (хоча 7 статистичних відхилень між $T_{\text{кр}}^{\text{ерс}}$ та $T_{\text{рез}}^{\text{ерс}}$ свідчать про достовірність значень), або тим, що відгуки в центрі інтервалу 120—130 MeV відповідають таким енергіям ВЗЧ, коли взаємодія з ядрами свинцю підсилюється (резонансні явища). В цьому експерименті пробіги високоенергетичних ВЗЧ не визначені: вони знаходяться в межах від 12 см до 23 см, що відповідає вхідним кінетичним енергіям 40 GeV та 1 GeV. Резонансна структура взаємодії спостерігається в реакціях π^+ -мезонів з протонами ядра свинцю при вхідних енергіях $\sim 1,4$ GeV з поперечним перерізом в 15 барн, а їх проходження 5-сантиметрового екрану складає $T_{\text{рез}}^{\pi} = 0,085$ [3]. Поза межами резонансу (до енергії декілька десятків GeV) поперечний переріз спадає до 1,8 барн, а проходження піонів $T_{\text{кр}}^{\pi} = 0,744$.

Легко показати, що величини $T_{\text{кр}}^{\text{ерс}}$, $T_{\text{рез}}^{\text{ерс}}$ та розраховані $T_{\text{кр}}^{\pi}$, $T_{\text{рез}}^{\pi}$ зв'язані співвідношенням

$$\frac{T_{\text{рез}}^{\text{ерс}}}{T_{\text{кр}}^{\text{ерс}}} = \frac{T_{\text{рез}}^{\pi} + \frac{N_{\mu}}{N_{\pi}} T^{\mu}}{T_{\text{кр}}^{\pi} + \frac{N_{\mu}}{N_{\pi}} T^{\mu}}, \quad (1)$$

де $T_{\text{рез}}^{\text{ерс}}$, $T_{\text{кр}}^{\text{ерс}}$ — проходження потоку піонів N_{π} крізь свинцевий екран в області резонансу та на його краях, відповідно; $T^{\mu} = 0,95$ — проходження потоку мюонів N_{μ} крізь свинцевий екран в інтер-

валі відгуків 90—150 МеВ.

В області піонного резонансу з відгуками 120—130 МеВ з (1) отримуємо співвідношення потоків мюонів та піонів $N_\mu/N_\pi=2,19$, а $N_\pi/(N_\mu+N_\pi)=0,17$. Тобто, в потоці ВЗЧ піони мають вклад (15—20)% у зазначеній області відгуків.

Підтвердження існування в космічному випромінюванні високоенергетичних ВЗЧ потребує постановки окремого експерименту. Якщо створити детекторну систему із двох детекторів NaI(Tl) $\varnothing 7,3 \times 7,3$ см, розміщених співосно один над другим, можна зареєструвати обома детекторами втрати високоенергетичних ВЗЧ, траєкторія яких проходить паралельно або під невеликими кутами до осі цієї детекторної системи. Такі відгуки збігаються в часі й, якщо пропустити їх через суматор, дають амплітуду сигналу приблизно вдвічі більшу за сигнал від одного детектора. Це означає, що така детекторна система виділяє напрямки вльоту ВЗЧ з пробігом майже в 16 см.

Автори вирішили використати просту схему додавання амплітуд відгуків двох детекторів, яке відбувається на спільному опорі (навантаженні) для підсилювачів струму цих детекторів. Але така схема потребує доказу своєї лінійності, для чого використовувалися спектри гамма-квантів ^{137}Cs та ^{60}Co для одного або двох детекторів (рис. 2). Площі під піками ^{137}Cs (0,662 МеВ), ^{60}Co I (1,173 МеВ), ^{60}Co II (1,332 МеВ) приблизно вдвічі більші для двох детекторів (рис. 2, 2), чим для одного (рис. 2, 1). Для одного детектора поява сумарного піка ^{60}Co Σ (2,505 МеВ) відбувається за рахунок реєстрації двох каскадних гамма-квантів ^{60}Ni після β -розпаду ^{60}Co з різницею в кутах вильоту близькими до нуля. Збіг в часі гамма-квантів ^{60}Co I в першому детекторі з ^{60}Co II в другому, або

навпаки, для двох детекторів з суматором відповідає різниці в кутах вильоту близькою до 180° . Для перевірки лінійності суматора підсилення збільшували, досягаючи амплітуди ^{60}Co Σ в 8 В, при цьому енергетична лінійність для чотирьох піків зберігалась.

Особливою проявою суматора є площа ^{60}Co Σ : вона для двох детекторів в ~ 4 рази більша (10500 відл.) за площу для одного детектора (2350 відл.). Ядра ^{60}Co орієнтовані в просторі ізотропно й також ізотропно розподілені ядра ^{60}Ni після β -розпаду.

Обидва каскадні гамма-кванти є електричними E2-переходами з рівнів, які мають спіни $I=4$ та $I=2$, і вірогідність їх вильоту під певним кутом описується деформованим тором. Збільшення реєстрації ^{60}Co Σ в 4 рази за наявності суматора імпульсів означає, що просторові розподілення вильоту двох гамма-квантів ідентичні, а орієнтація спіну нижнього рівня ($I=2$) близька до орієнтації спіну верхнього рівня ($I=4$).

Таким чином, виконуються основні вимоги до суматора: надійна реєстрація результуючого сигналу при збігу в часі відгуків двох детекторів; лінійність енергетичного градування; та ж сама роздільна здатність сумарного сигналу, що й для одного детектора.

Для реєстрації спектрів відгуків ВЗЧ обиралося підсилення в 16 разів менше, ніж для градування суматора. Проводилися виміри двох спектрів: *спектр 2* — для двох детекторів (рис. 3, 2); *спектр 1* — для нижнього (рис. 3, 1) з подвоєнням кількості відгуків.

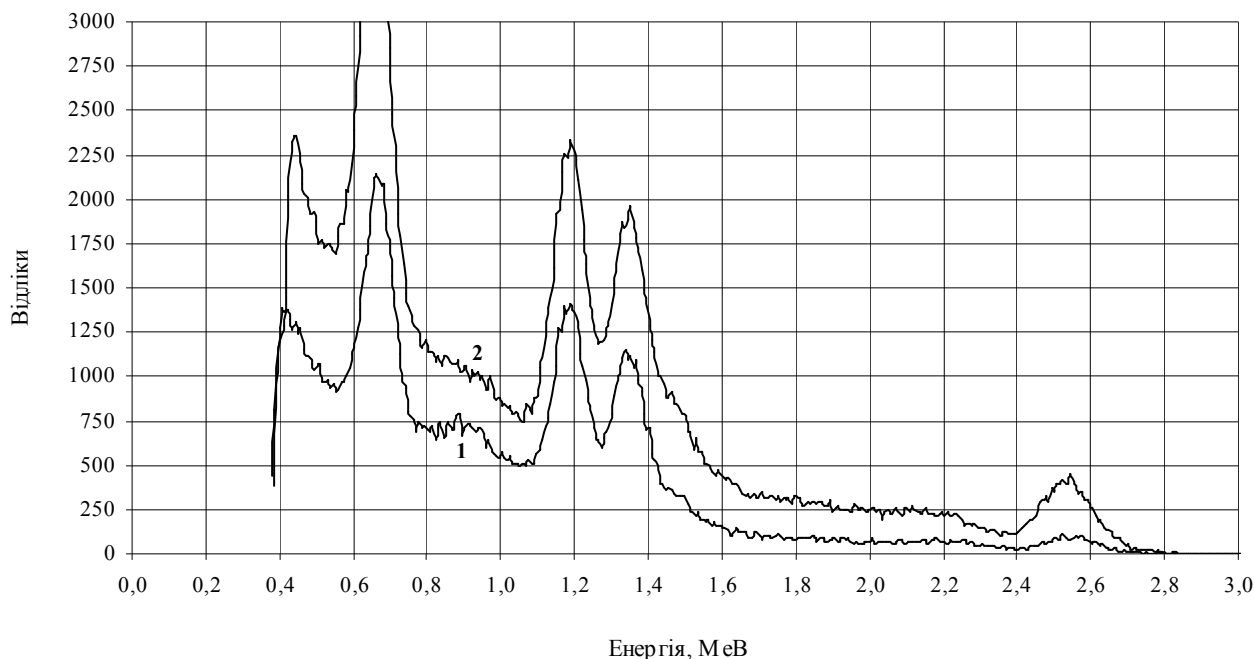


Рис. 2. Гамма-спектри ^{137}Cs та ^{60}Co від одного (1) та двох (2) NaI(Tl)-детекторів розмірами $\varnothing 7,3 \times 7,3$ см для енергетичного градування суматора. Експозиція — 400 с

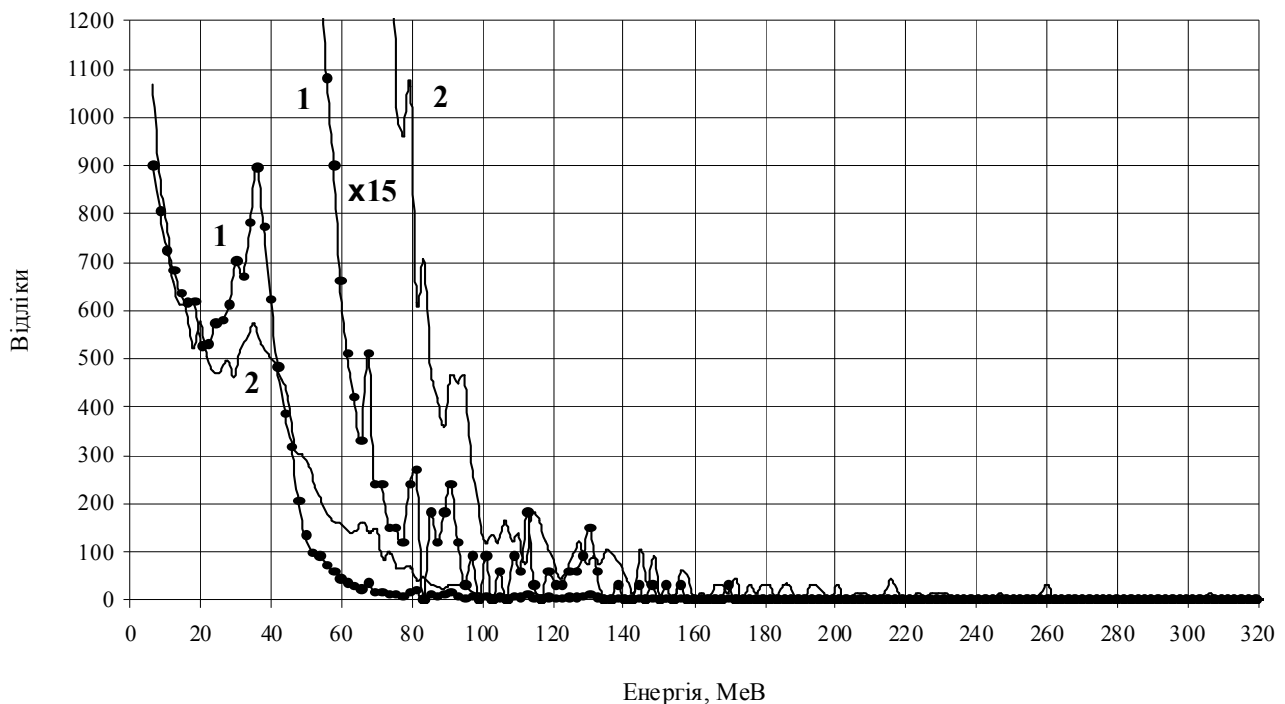


Рис. 3. Спектри відгуків з суматора від одного (1) та двох (2) NaI(Tl)-детекторів розмірами $\varnothing 7,3 \times 7,3$ см. Експозиція — 2 години

Обговоримо особливості цих спектрів. Зменшення кількості відгуків *спектра 2* в інтервалі 20—40 MeV можна пояснити реєстрацією однієї й тієї ж частинки обома детекторами та переносом сумарного відгуку в область >50 MeV.

Для повного енергетичного інтервалу 6—320 MeV відношення суми відліків *спектра 2* до суми *спектру 1* складає $1,07 \pm 0,02$, що може бути наслідком подвоєння кількості відліків від одного детектора замість додавання від обох. Скоріш за все, це відношення має бути <1 через те, що в *спектрі 2* при збігу в часі імпульсів від двох детекторів реєструється один сигнал, та, окрім того, через незначне екранування нижнього детектора верхнім.

Для одностекторної системи не було помічено жодного імпульсу >200 MeV при експозиції в 10 год, а для дводетекторної — >320 MeV, хоча суматор дозволяє реєструвати відгуки до 400 MeV. Найбільш вірогідним є наступне пояснення: відбувається одночасна реєстрація двох подій для однієї частинки, наприклад, в першому детекторі нею тільки втрачається енергія 120 MeV, а в другому — після невизначеного пробігу відбувається зіткнення з ядром та його розвал (“зірка”) з сумарним відгуком 200 MeV. Енергетичні витрати $dE/d(\rho x)$ частинки можна оцінити за її пробігом (8 см для першого детектора), використовуючи рівняння (3) з [1], — вони складають $4,09 \text{ MeV} \cdot \text{см}^2/\text{г}$, що відповідає вхідній кінетичній енергії 400 GeV (табл. 1).

Енергетичні витрати ВЗЧ з кінетичними енергіями 150—350 MeV мінімальні та складають

$1,28 \text{ MeV} \cdot \text{см}^2/\text{г}$. Інтервал відгуків 60—70 MeV (табл. 1) дає оцінку енергетичних витрат меншу за мінімальну — це означає, що сумарний пробіг частинки в дводетекторній системі складає менше 16 см, наприклад, при бічних входах. Останній інтервал відгуків 200—320 MeV скоріш за все створюється “зірками”.

Авторами було також оцінено щільності потоків ВЗЧ для площини реєстрації дводетекторної системи в $41,85 \text{ см}^2$ (табл. 1).

Таблиця 1. Розрахункові кінетичні енергії та щільності потоків ВЗЧ з траєкторіями, близькими до осі детекторної системи

Енергетичний інтервал, MeV	Різниця спектрів 2 та 1, відліки	Енергетичні витрати ВЗЧ $dE/d(\rho x)^*$, $\text{MeV} \cdot \text{см}^2/\text{г}$	Енергія ВЗЧ E , GeV	Щільність потоку ВЗЧ, част/($\text{см}^2 \cdot \text{с}$)
60—70	610	1,11	0,2	$20,2 \cdot 10^{-4}$
70—80	404	1,28	0,3	$13,4 \cdot 10^{-4}$
80—100	273	1,53	1,2	$9,1 \cdot 10^{-4}$
100—150	100	2,13	13,0	$3,3 \cdot 10^{-4}$
150—200	31	2,98	130	$1,0 \cdot 10^{-4}$
200—320	19	4,09**	400**	$0,6 \cdot 10^{-4}$
60—320	1437	—	—	0,0047

* — розраховано для середини обраного інтервалу;
 ** — розраховано для найбільших відгуків *спектрів 1 та 2*

Цікаво виокремити частку високоенергетичних ВЗЧ з траєкторіями, близькими до осі детекторної системи, в повній щільності потоку частинок, за-

реєстрованих детекторами NaI(Tl) $\varnothing 20 \times 12$ см (спектр 1 (рис. 1); сумарна кількість відліків — 51135) та NaI(Tl) $\varnothing 7,3 \times 7,3$ см (спектр 1 (рис. 3); сумарна кількість відліків — 7245). Якщо детектори вважати сферами із поперечними площами в 300 см^2 та $51,4 \text{ см}^2$, то величини щільності потоків складають $0,024 \text{ част}/(\text{см}^2 \cdot \text{с})$ та $0,020 \text{ част}/(\text{см}^2 \cdot \text{с})$, відповідно. Таким чином, високоенергетичні ВЗЧ з енергіями $0,2\text{—}400 \text{ Гев}$, які виділила дводетекторна система при вертикальній орієнтації осі, складають приблизно $1/5$ від повної щільності частинок з енергією $>10 \text{ МеВ}$ в $(0,022 \pm 0,002) \text{ част}/(\text{см}^2 \cdot \text{с})$.

Визначення щільності нейтронного потоку вторинного космічного випромінювання вимагає врахування впливів гамма- та нейтронного фонів від спонтанного поділу природних ізотопів торію та урану, що знаходяться в ґрунті або будівельних матеріалах (в залежності від місця проведення вимірів).

Для реєстрації нейтронів використовувалися лічильники на основі реакцій захвату уповільнених нейтронів з вильотом швидких заряджених частинок:

детектор NRD (USA): поліетиленова куля $\varnothing 22,9$ см з BF_3 -лічильником нейтронів;

детектор НД-5: об'єм уповільнювача $\sim 5 \text{ дм}^3$ у вигляді циліндра $\varnothing 16$ см та висотою 21 см, заповнений парафіном, ^3He -лічильник нейтронів СНМ-17;

детектор НД-10: об'єм уповільнювача $\sim 10 \text{ дм}^3$ у вигляді циліндра $\varnothing 16$ см та висотою 53 см, заповнений парафіном, ^3He -лічильник нейтронів СНМ-37.

Ці лічильники реєструють гамма-кванти при доволі низьких порогах (стовпчик 2 табл. 2). Для надійної ідентифікації нейтронів потрібно вводити більш високий амплітудний поріг реєстрації. Але високоенергетичні фотони все ж породжують в матеріалі катоду електрони, втрати енергії яких в газовому середовищі можуть перевищувати цей поріг реєстрації. Такі сигнали сприймаються як нейтрони, а їх кількість N_γ (табл. 2) залежить від геометричних розмірів лічильника.

Таблиця 2. Оцінка фону при реєстрації нейтронів

Детектор	γ -фон, імп/хв	N_γ , імп/хв	N_{SF} , імп/хв
NRD (USA)	1	0,026	0,00002
НД-5	2	0,025	0,001
НД-10	3	0,057	0,001

Крім цього, треба оцінити вклад нейтронів спонтанного поділу N_{SF} природних ізотопів, серед яких найбільш інтенсивним джерелом є уран-238. Для розрахунку фонових вкладів було обрано потужність дози (ПД) радіаційного фону $0,125$

мкГр/год, який відповідав умовам проведення вимірів. Тоді ПД гамма-квантів ланцюга радіоактивного розпаду урана-238 складає $0,050 \text{ мкГр/год}$ [4], а очікувана ПД фотонів спонтанного поділу — $0,2 \cdot 10^{-6} \text{ мкГр/год}$ (враховується, що миттєві гамма-кванти в 8 разів інтенсивніші за ланцюгові). За умови, що остання величина дорівнює кінетичній енергії двох нейтронів спонтанного поділу, та виходячи з твердження, що потік нейтронів $1 \text{ нейтр}/(\text{см}^2 \cdot \text{с})$ створює ПД $0,0493 \text{ мкГр/год}$ [4], можна оцінити щільність потоку нейтронів спонтанного поділу — $4 \cdot 10^{-6} \text{ нейтр}/(\text{см}^2 \cdot \text{с})$. Враховуючи площу поперечного перерізу матеріалу уповільнювача нейтронного детектора та ефективність реєстрації нейтронів (табл. 3), отримаємо оцінку N_{SF} (табл. 2).

Результати розрахунків свідчать про наступне: при низькому природному γ -фоні можна не враховувати величини N_γ та N_{SF} . Але під час проведення вимірів треба уникати присутності обладнання, в складі якого є уран-238 та інші ізотопи, що потерпають поділ.

Виміри нейтронів ВКВ N_n проводилися вищезазначеними детекторами декілька разів з усередненням (табл. 3). Під час розрахунку щільності потоку нейтронів було враховано ефективність реєстрації кожного детектора та її похибку.

Середньозважена величина щільності потоку нейтронів вторинного космічного випромінювання за трьома детекторами складає $(0,015 \pm 0,002) \text{ нейтр}/(\text{см}^2 \cdot \text{с})$. Потужність еквівалентної дози для такого потоку при радіаційному зважуючому факторі $Q=6$ [4] оцінюється в 39 мкЗв/рік . В [2] оцінювалися енергії космічних нейтронів з використанням набору різних за розмірами уповільнювачів нейтронів, в результаті чого було визначено три групи нейтронів: теплові — до енергії $\sim 0,4 \text{ еВ}$ ($Q=5$), друга — з енергіями $2\text{—}3 \text{ МеВ}$ ($Q=20$), а третя, найбільш інтенсивна, — в області $\sim 100 \text{ МеВ}$ ($Q=5$). Це дає підстави очікувати, що ПЕД для нейтронів може бути вдвічі більшою за визначену в цій роботі.

Таблиця 3. Нейтронна компонента ВКВ

Детектор	Ефективність реєстрації нейтронів, %	N_n , імп/10 хв	Щільність потоку, нейтр/ $(\text{см}^2 \cdot \text{с})$
NRD (USA)	$0,023 \pm 0,006$	$1,2 \pm 0,2$	$0,0220 \pm 0,0110$
НД-5	$2,10 \pm 0,31$	$33,5 \pm 2,9$	$0,0136 \pm 0,0023$
НД-10	$2,20 \pm 0,29$	$43,5 \pm 3,3$	$0,0168 \pm 0,0025$

Висновки

Цією роботою завершуються наші дослідження космічного фону, які, можливо, не відбулися би,

будь наразі присутні в публікаціях достовірні дані. щодо Києва.

Автори на детекторі NaI(Tl) розмірами $\varnothing 20 \times 12$ см досліджували спектри відгуків гамма-квантів та частинок ВКВ з енергіями від ~ 10 MeV до 380 MeV, до складу яких входять електрони, мюони та піони. Загальна щільність потоку цих частинок складає $(0,022 \pm 0,002)$ част/(см²·с), що відповідає ПЕД в повітрі (232 ± 14) мкЗв/рік, яка на 40—50 % зменшується при вимірах на нижніх поверххах багатоповерхового будинку. В окремих енергетичних інтервалах відгуків спостерігається різний склад частинок:

10—50 MeV — вклад електронів та, можливо, гамма-квантів, не перебільшує 20% від повного потоку ВЗЧ в цьому діапазоні;

70—90 MeV — присутні γ -кванти від розпаду

π^0 -мезонів в обсязі ~ 15 %;

120—130 MeV — автори стверджують спостереження $\pi^\pm$ -мезонів в обсязі 15—20 %.

Використовуючи дводетекторну систему NaI(Tl) $\varnothing 7,3 \times 7,3$ см з суматором, автори встановили наявність ВЗЧ з енергіями ~ 400 GeV та оцінили щільність їх потоку у вимірюваному діапазоні 0,2—400 GeV в $0,005$ част/(см²·с) при вертикальній орієнтації осі детекторної системи.

За допомогою трьох нейтронних детекторів було визначено щільність потоку вторинних космічних нейтронів для міста Києва (відмітка ~ 100 м над рівнем океану) в $0,015 \pm 0,002$ нейтр/(см²·с), який створює ПЕД в 39 мкЗв/рік.

Список використаної літератури

1. Пшеничний В. А. Оцінка потужності еквівалентної дози мезонної та електронної компонент космічного випромінювання в багатоповерховому будинку м. Києва / В. А. Пшеничний, В. М. Архипов, Л. В. Горбиць // Ядерна енергетика та довкілля. — 2015. — № 1(5). — С. 22—26.
2. Measurement for the Dose-rates of the Cosmic-ray Components on the Ground / D. A. H. Rasolonjatovo, H. Suzuki, N. Hirabayashi, T. Nunomiya, T. Nakamura, N. Nakao // J. Radiat. Res. — 2002. — 43 : Suppl. — P. 27—33. [Електронний ресурс]. — Режим доступу : <http://jrr.oxfordjournals.org/content/43/supplement>
3. Аминев Т. П. Фундаментальные взаимодействия и космические лучи / Т. П. Аминев, Л. И. Сарычева. — М. : Элиториал УРСС, 1999. — 164 с.
4. Моисеев А. А. Справочник по дозиметрии и радиационной гигиене / А. А. Моисеев, В. И. Иванов. — М. : Энергоатомиздат, 1984. — 293 с.

Отримано 28.10.2015

УДК 504.054

В. В. Кротенко

Національний Університет біоресурсів і природокористування України, м. Київ

СУЧАСНИЙ СТАН ПОДОЛАННЯ НАСЛІДКІВ АВАРІЇ НА ЧАЕС

В статті проведений аналіз наслідків аварії на Чорнобильській атомній електростанції, наведена характеристика зон радіоактивного забруднення, дана оцінка розподілу радіонуклідів у різних об'єктах зони відчуження. Також у статті окреслені заходи, які мають здійснюватись у 2015-2019 роках у відповідності до «Загальнодержавної програми зняття з експлуатації Чорнобильської атомної електростанції та перетворення об'єкта «Укриття» на екологічно безпечну систему».

Ключові слова: аварія на Чорнобильській атомній електростанції, забруднення радіонуклідами, радіоактивні ізотопи, об'єкт «Укриття».

26 квітня 1986 року сталась аварія на четвертому енергоблоці Чорнобильської атомної електростанції (ЧАЕС). Ця аварія оцінюється експертами як найбільша в історії ядерної енергетики. Негативні наслідки цієї техногенної катастрофи пов'язані із викидом значної кількості радіонуклідів у довкілля, з тривалим існуванням зруйнованого ядерного ректора (об'єкт «Укриття»), а також з виведенням ЧАЕС з експлуатації.

Аварія призвела до забруднення більш як 145 тисяч км² території України, Білорусії, Російської Федерації, щільність забруднення якої радіонуклідами ¹³⁷Cs перевищує 37 кБк/м² (перевищення цього рівня за законодавством зазначених країн відносить території до категорії забруднених). Унаслідок Чорнобильської катастрофи постраждало 5 мільйонів людей, на забруднених територіях розташовано майже 5 тисяч населених пунктів Республіки Білорусь, України та Російської Федерації. З них на Україні — 2293 сіл, селищ та міст, у яких чисельність населення на початку дев'яностих років минулого сторіччя перевищувала 2,6 млн. осіб [1].

Крім України, Республіки Білорусь та Російської Федерації значного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи зазнали території Швеції, Австрії, Норвегії, Німеччини, Фінляндії, Греції, Румунії, Словенії, Швейцарії.

Таблиця 1. Порівняльні дані по забрудненню радіонуклідами територій слов'янських республік внаслідок аварії на ЧАЕС [2].

Рівень забруднення, Кюрі/км ²	1-5	5-15	15-40	Вище 40
Всього по СРСР	103200	17610	7160	3100
Білорусія	29920	10170	4210	2150
Росія	39280	5450	2130	310
Україна	34000	1990	820	640

Меншою мірою було забруднено території інших держав Європи. Радіоактивні опади з ЧАЕС були зафіксовані національними підрозділами різних країн, які здійснювали радіаційний моніторинг, на території Азії, Північної Америки, в акваторіях Атлантичного та Тихого океанів у північній півкулі.

Одразу після аварії значні зусилля були спрямовані на оцінку стану радіоактивного забруднення навколишнього середовища та контроль вмісту радіонуклідів у продукції, що вироблялась на забруднених і прилеглих до них територіях. Була сформована розгалужена мережа систем моніторингу з сотнями лабораторій та постів радіологічного контролю. Були складені карти радіоактивного забруднення як України, так і інших районів Радянського Союзу на основі вимірювання доз потужності зовнішнього випромінювання і аналізу проб об'єктів навколишнього середовища, а також за допомогою гамма-вимірювань потужності дози з літаків.

Співробітниками відділу радіоелементного аналізу Інституту ядерних досліджень НАН України (одним з яких був автор даної статті) на протязі 1986-1988 років на основі досліджень в рамках програми «Репер» проб ґрунту з різних регіонів України та зони відчуження були складені карти забруднення різних областей. Наприкінці 1989 року до переліку, який визначав місця здійснення протирадіаційних заходів, було внесено близько 1500 населених пунктів Рівненської, Житомирської, Київської та Чернігівської областей [3].

Таблиця 2. Характеристика зон радіоактивного забруднення

Зона відчуження		Зона безумовного відселення		Зона гарантованого відселення		Зона посиленого радіоекологічного контролю	
Нас. пунктів	Площа, км ²	Нас. пунктів	Площа, км ²	Нас. пунктів	Площа, км ²	Нас. пунктів	Площа, км ²
76	2000	86	2200	841	23300	1290	27150

Протягом 1991-1995 років відповідно до вимог чинного законодавства було визначено територію зон радіоактивного забруднення. До цих зон було віднесено 2293 населених пункти дванадцяти областей України, які зазнали найбільшого забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи.

Території, що віднесені до зон радіоактивного забруднення, знаходяться у 74 районах 12 областей (Вінницька, Волинська, Житомирська, Івано-Франківська, Київська, Рівненська, Сумська, Тернопільська, Хмельницька, Черкаська, Чернівецька, Чернігівська).

Зараз на забруднених територіях проживає майже 2,2 млн. осіб, у тому числі у зоні посиленого радіоекологічного контролю понад 1,6 млн. осіб.

На даний час радіаційний фон у порівнянні з 1986 роком зменшився у сотні разів. Вжиті заходи та процеси самоочищення природного середовища призвели до зменшення вмісту радіонуклідів в об'єктах навколишнього середовища та в продукції сільського господарства. А це, в свою чергу, зумовило зменшення доз зовнішнього та внутрішнього опромінення населення. Загальна активність викинутих речовин зменшилась більше ніж у 200 разів, а та радіоактивність, що залишилась на земній поверхні за межами промислового майданчика ЧАЕС більше ніж на 85% представлена цезієм-137, майже на 10% - стронцієм-90, решта — трансурановими елементами, лєвова частка серед яких належить плутонію-241. При цьому варто зазначити, що просторовий розподіл на території України стронцію-90 та ізопоів плутонію суттєво відрізняється від розподілу цезію-137, так як більше 60% викинутих із чорнобильського реактора важко летючих елементів (ізопоів трансуранових елементів), а також стронцію-90 залишилось на території зони відчуження.

Оскільки після аварії великі території були забруднені не тільки короткоживучими радіоактивними ізопоами, але й ізопоами, які мають значні періоди напіврозпаду, то проблеми, пов'язані з наслідками аварії, будуть мати місце ще багато років.

Найбільшу небезпеку зараз (і в найближчі десятиліття) являють собою ізопои стронцію та цезію з періодом напіврозпаду близько 30 років. Найбільші концентрації цезію-137 знаходяться у верхньому шарі ґрунту, звідки він попадає в рослини та гриби. Радіоактивні ізопои плутонію та америцію будуть міститися в ґрунті впродовж сотень років, але їх кількість невелика. Так само, як і ізопои стронцію, вони знаходяться у верхньому шарі ґрунту. Але співвідношення активності $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ з кожним роком збільшується. Якщо у 1986 році таке співвідношення складало $0,13 \pm 0,03$, то за наступні 70 років таке співвідно-

шення збільшиться у 20 разів за рахунок радіоактивного розпаду ^{241}Pu і накопичення ^{241}Am . В даний час внесок америцію-241 в загальну α -активність складає 50%. До 2060 року його внесок буде складати 66,8%. Америцій має високу токсичність. Слід зазначити, що ГДК для америцію у повітрі становить близько 1×10^{-4} Бк/л, а у воді близько 70-80 Бк/л [4].

Результати радіоекологічного моніторингу дозволяють оцінити радіаційний стан головних компонентів природного та антропогенного середовища у зоні відчуження та публікуються в Бюлетені екологічного стану зони відчуження і зони безумовного (обов'язкового) відселення, який видається двічі на рік та надсилається зацікавленим міністерствам і відомствам.

Основна кількість радіонуклідів зосереджена в об'єкті «Укриття». За оцінками експертів, у ньому знаходиться близько 180 тон ядерного палива у різному вигляді, яке містить радіоактивні речовини сумарною активністю близько 340 ПБк. Окрім паливовмісних мас в об'єкті «Укриття» зосереджена велика кількість радіоактивних матеріалів, які складаються із залишків активної зони зруйнованого реактора, реакторного графіту, забруднених металевих і будівельних конструкцій енергоблока.

Оцінка розподілу запасів радіонуклідів у різних об'єктах зони відчуження за узагальненими даними наведена в табл.3.

За роки, що минули після аварії на ЧАЕС, радіоекологічна ситуація зазнала певних позитивних змін, але потребує подальшого постійного моніторингу довкілля та здійснення ряду заходів.

Верховною Радою України була прийнята «Загальнодержавна програма зняття з експлуатації Чорнобильської АЕС та перетворення об'єкта "Укриття" на екологічно безпечну систему» [6].

Таблиця 3. Розподіл запасів радіонуклідів у різних об'єктах зони відчуження [6]

Об'єкт	Активність, ПБк (1ПБк = 10^{15} Бк)			
	сумарна	^{137}Cs	^{90}Sr	трансуранові елементи
Територія зони відчуження	8,13	5,5	2,5	0,13
Водойма-охолоджувач	0,22	0,19	0,03	0,002
Пункти захоронення радіоактивних відходів	5,49	3,6	1,8	0,09
Пункти тимчасової локалізації радіоактивних відходів	2,14	1,4	0,7	0,04
Усього	16	10,7	5	0,26
Об'єкт «Укриття»	340	190	145	4,5

Ця програма визначає основні напрями робіт з зняття з експлуатації ЧАЕС та перетворення об'єкта «Укриття» на екологічно безпечну систему, обсяги їх фінансування, організаційні та технічні завдання.

До розташованих на промисловому майданчику ЧАЕС ядерних установок та об'єктів, призначених для поводження з радіоактивними відходами, що підлягають зняттю з експлуатації, належать:

перший, другий та третій енергоблоки (головні корпуси);

сховище відпрацьованого ядерного палива на основі технології «мокрого» зберігання (СВЯП-1);

тимчасові сховища рідких і твердих радіоактивних відходів.

Зняттю з експлуатації підлягають також інші об'єкти загального призначення: допоміжні, електротехнічні, гідротехнічні споруди, водоймахоохолоджувач.

На промайданчику ЧАЕС знаходиться четвертий зруйнований енергоблок (об'єкт «Укриття»), який є ядерно небезпечним об'єктом та тимчасовим сховищем радіоактивних відходів. Заходи, що здійснюються на об'єкті «Укриття», направлені на перетворення його на екологічно безпечну систему.

Завершення діяльності із зняття з експлуатації ЧАЕС та перетворення об'єкта «Укриття» на екологічно безпечну систему потребує близько 100 років, тому Програма містить першочергові заходи, які необхідно було здійснити протягом 2009-2012 років, а також довгострокові заходи з перспективою на 30-50 років.

З моменту аварії на ЧАЕС виконано значний обсяг робіт, спрямованих на поліпшення радіаційного стану зони відчуження: проведено дезактивацію території площею понад 30 тисяч гектарів, зібрано та захоронено у пунктах захоронення понад 923000 м³ радіоактивних відходів, дезактивованих матеріалів та обладнання. Лише у 2010-2014 роках перероблено та передано на захоронення низько- та середньо активних радіоактивних відходів, у тому числі ЧАЕС, загальним обсягом 130183 м³ [5].

Згідно із статтею 6 Закону України «Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи» [7] фінансування робіт з подолання наслідків Чорнобильської катастрофи здійснюється за рахунок державного бюджету. Заходи, що здійснюються у зоні відчуження, фінансуються за двома бюджетними програмами:

КПКВ 2408110 «Підтримка екологічного безпечного стану у зоні відчуження і безумовного (обов'язкового) відселення»;

КПКВ 2408120 «Підтримка у безпечному стані енергоблоків та об'єкту «Укриття» та заходи щодо

підготовки до зняття з експлуатації Чорнобильської АЕС».

Останні п'ять років щорічний обсяг бюджетного фінансування становить близько 1 млрд. гривень. Фінансування здійснювалось як із загального, так і з спеціального фонду державного бюджету.

У 2015-2019 роках у зоні відчуження мають здійснюватись заходи щодо:

розроблення довгострокової (на п'ять років) програми робіт з мінімізації впливу зони відчуження і радіаційно- та ядернонебезпечних об'єктів на населення і навколишнє середовище;

розроблення довгострокової (на п'ять років) програми виведення з експлуатації енергоблоків ЧАЕС (на заміну програми, яка втратила чинність);

проведення районування території з обов'язковим здійсненням необхідних досліджень на конкретних територіях;

створення сучасної системи комплексного моніторингу навколишнього природного середовища з постійним її удосконаленням;

проведення інвентаризації та дослідження ступеню екологічної небезпеки пунктів захоронення радіоактивних відходів, здійснення заходів з підвищення надійності цих пунктів;

продовження будівництва та введення в експлуатацію комплексу виробництв з поводження з РАВ «Вектор»;

створення сховища для довгострокового зберігання осклованих високоактивних відходів від переробки відпрацьованого ядерного палива вітчизняних АЕС, що надходитимуть з Російської Федерації;

завершення будівництва та введення в експлуатацію Централізованого сховища для довгострокового зберігання відпрацьованих джерел іонізуючого випромінювання;

завершення будівництва нового безпечного контаймента, що дасть можливість перетворити об'єкт «Укриття» на екологічно безпечну систему, та сховища відпрацьованого ядерного палива ЧАЕС (СВЯП-2). Будівництво було розпочате у 2012 році, прогнозовані строки завершення робіт і введення в експлуатацію — 2017 рік;

здійснення комплексу заходів із зняття з експлуатації енергоблоків ЧАЕС та забезпечення їх безпеки;

розроблення та здійснення науково обґрунтованих водоохоронних заходів;

здійснення комплексу заходів, спрямованих на підвищення пожежної безпеки у лісах, лісовідновлення;

запобігання проведенню несанкціонованої діяльності у зоні відчуження, проникненню на її територію сторонніх осіб і транспортних засобів,

здійснення контролю за вивезенням/ввезенням радіоактивно забруднених матеріалів;

забезпечення охорони та фізичного захисту об'єктів, призначених для поводження з радіоактивними відходами та відпрацьованим ядерним паливом;

повне осушення водойми-охолоджувача з подальшим захороненням радіоактивних донних відкладень;

проведення робіт з демонтажу обладнання радіоакційної станції об'єкта «Чорнобиль-2»;

розроблення комплексу заходів для залучення найменш забруднених (реабілітованих) земель зони відчуження у господарський обіг;

упорядкування виробничої та соціальної інфраструктури зони відчуження та підтримки її у належному технічному стані;

розроблення пропозицій стосовно удосконалення нормативно-правової бази, що регламентує діяльність у зоні відчуження з урахуванням особливостей її функціонування, у тому числі стосовно вирішення проблемних питань землекористування шляхом внесення змін до Земельного кодексу України [8];

здійснення заходів із соціального захисту працюючих у зоні відчуження та створення умов, які забезпечують привабливість роботи на підприємствах [5].

За умови послідовної реалізації вищезгаданих заходів, очікування загального зменшення поверхневої та підземної міграції радіонуклідів, не передбачається погіршення радіоекологічної обстановки у зоні відчуження та прогнозується зменшення її впливу на населення України та інші території або зведення цього впливу до мінімуму.

Проте для повноцінного здійснення «Загальнодержавної програми зняття з експлуатації Чорнобильської АЕС та перетворення об'єкта «Укриття» на екологічно безпечну систему» [6] потрібні значні кошти. Світова практика показує, що здебільшого витрати на зняття з експлуатації енергоблоку відповідають витратам на будівництво нового.

Що стосується четвертого енергоблоку Чорнобильської АЕС, який зазнав аварії, загальні витрати на перетворення об'єкта «Укриття» на екологічно безпечну систему на даний час не підлягають точній оцінці, оскільки не мають аналогів у світі і

можуть становити десятки мільярдів доларів США (або сотні мільярдів гривень).

Значний внесок у зняття з експлуатації блоків ЧАЕС та перетворення об'єкта «Укриття» на екологічно безпечну систему робить міжнародна технічна допомога, проте основне навантаження лягає на Україну.

Висновки

В Зоні відчуження була проведена безпрецедентна за масштабами мирного часу евакуація населення, згорнута господарська діяльність, закриті промислові та сільськогосподарські підприємства. Верховною Радою України була прийнята «Загальнодержавна програма зняття з експлуатації Чорнобильської АЕС та перетворення об'єкта «Укриття» на екологічно безпечну систему» [7].

З моменту аварії на Чорнобильській АЕС виконано значний обсяг робіт, спрямованих на поліпшення радіаційного стану зони відчуження. Фінансування робіт з подолання наслідків Чорнобильської катастрофи здійснюється за рахунок державного бюджету. Проте є ряд факторів, які ускладнюють виконання заходів, передбачених Програмою:

невідповідність затверджених у державному бюджеті обсягів фінансування мінімально необхідним;

у лімітах бюджетного фінансування не враховуються інфляційні процеси, які ми зараз маємо у країні;

недостатність або відсутність капітальних видатків не дає можливості забезпечувати новою технікою, впроваджувати новітні технології.

Незважаючи на це, продовжується здійснення комплексу заходів із зняття з експлуатації ЧАЕС та мінімізації екологічної небезпеки зони відчуження. Крім того, Міністерство екології та природних ресурсів України продовжує працювати над створенням Чорнобильського біосферного заповідника загальної площі якого становитиме близько 260 тисяч гектарів. Його створення буде внеском у розвиток науки і галузей знань, пов'язаних з ліквідацією наслідків ядерних катастроф.

Список використаної літератури

1. Chornobyl Catastrophe, House of Ann. Issue, Kiyv, 1997, Ed. by Viktor Baryakhtar: Чорнобильська катастрофа: Колективна монографія. — К.: Наук. думка, 1996.
2. Душутин К. К. Радиоэкологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС. Методическое пособие // Препринт НПО «Припять». -Ч.; 1992.
3. Бернадина Л. И., Гаврилюк В. И., Кротенко В. В. и др. Систематизированные исследования распределения радионуклидов на местности (программа «Репер») //Сб.конф. по 2-х летней работе в ликвидации последствий аварии. -Ч.; 1988.
4. Википедия. Чернобыльская авария — Припять, Чернобыль, ЧАЭС, зона отчуждения.

5. Про зняття з експлуатації Чорнобильської АЕС, об'єкт «Укриття» та перспективи розвитку зони відчуження. Парламентські слухання. — К.: Парламентське видавництво, 2015.
6. Закон України «Про Загальнодержавну програму зняття з експлуатації Чорнобильської АЕС та перетворення об'єкта "Укриття" на екологічно безпечну систему», від 15.01.2009, №886-VI.
7. Закон України «Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи» від 27.02.1991, № 791a-XII.
8. «Земельний Кодекс України» від 25.10.2001 №2768-III.

Отримано 07.12.2015

УДК 621.651

Чжоу Хуи Юй

Одесский национальный политехнический университет, г. Одесса

ОБЪЕМНЫЕ И ПОРШНЕВЫЕ НАСОСЫ НА АЭС И ИХ ОСНОВНЫЕ ПРОБЛЕМЫ

В статье представлен анализ использования поршневых насосов на АЭС. Показаны причины, по которым их используют, условия их работы, а также основные проблемы, которые им сопутствуют.

Ключевые слова: атомная электростанция, криогенная техника, колебания давления, поршневые насосы, новые технологии

На современных АЭС основной вид насосов участвующих в технологическом процессе — лопастные, которые делятся на центробежные и осевые. Однако в отдельных системах и процессах все шире применяются объемные насосы, к которым относятся шестеренные, винтовые, мембранные роторные и поршневые. Отличительными особенностями таких насосов является высокий и сверхвысокий напор (свыше 250 МПа) и высокий к.п.д. (до 95-99 %) [1]. И только невысокая подача (до 30-50 л/с) ограничивает их применение, как основных, на АЭС, где главной задачей является отвод большой тепловой мощности, требующий больших подач.

Несмотря на такое ограничение, объемные насосы находят применение на АЭС для различных задач, не требующих больших подач, но работающих с большими напорами. Ниже представлены отдельные технологии работающие с объемными насосами и проблемы эксплуатации таких насосов.

Недавно на Кольской АЭС были проведены тестовые испытания новой технологии очистки оборудования от загрязнений с помощью высокоскоростной струи гранул сухого льда — методика криогенного бластинга. Применение этой технологии позволило существенно повысить эффективность проведения ремонта, экологичность и производительность труда. Ранее на предприятии применялись традиционные способы очистки металла от загрязнений пневмо- и электроинструментом. Однако, при этом образуется много пыли и абразивных остатков в воздухе, которые негативно воздействуют как на работу оборудования так и на ремонтный персонал. Испытания показали, что новый метод качественно превосходит ранее используемые технологии. Это наиболее чистый способ очистки металла от известных загрязнений: от масла и жира до краски и полимеров. Очистка сухим льдом является также экологически более безопасным процессом: образуется меньше пыли, что снижает негативное воздействие на ремонтный персонал, занятый на таких работах. Положительными свойствами криогенного бластинга также являются: отказ от использования воды и раст-

ворителей, а также возможность очистки легко повреждаемых материалов и низкие трудозатраты [2].

В настоящее время для очистки оборудования АЭС от отложений, используется специализированное оборудование HAMMELMANN (Германия). С помощью высоконапорной струи воды такие установки позволяют очищать широкий спектр оборудования: от теплообменников до нефтяных резервуаров, от накипи и до масляных загрязнений. Для выполнения этих работ, используются поршневые насосы высокого давления (от 40 МПа до 250 МПа с расходом воды до 250 л/мин). Однако, важно понимать, что высокая скорость воды может вызывать эрозионные повреждения латунных и медных трубок (Рис.1).



Рис. 1. Эрозионный износ рабочего сопла HAMMELMANN и трубок конденсатора после очистки их от накипи.

Технология водяной резки металлов и других материалов распространяется все шире благодаря своей эффективности и качеству реза. В отличие от плазменной или кислородной резки, детали вырезанные водяной резкой не требуют последующей обработки зоны реза. Для этой технологии также требуются высоконапорные поршневые

насосы с давлением более 250 МПа [3]. Вода формируется в струю со скоростью 500-800 м/с на алмазном сопле, которое при такой скорости имеет ресурс около 1 месяца, а скорость реза стали толщиной 50 мм составляет около 10 мм/с.

Использование криоагентов на демонтаже основного оборудования АЭС [4], также требует применения поршневых насосов. Это определяется тем, что к.п.д. небольших центробежных насосов составляет 60-70%, тогда как к.п.д. поршневых насосов более 80% [1], а это значит, что в тепло у центробежных насосов переходит до 30-40 % мощности, тогда как у поршневых этот показатель менее 20%, что чрезвычайно важно при перекачивании криогенных жидкостей. Таким образом, некоторые технологии демонтажа на АЭС, заключающиеся в применении жидкого азота, например, приведение металла к хладоломкости и его более легкое разрушение малыми ударными усилиями и без пыли, или более эффективное измельчение пластмассы, резины, смолы при охлаждении их до температуры охрупчивания и последующее прессование таких радиоактивных отходов в монолитные блоки требуют применения поршневых насосов. Такое охлаждение вышеперечисленных материалов возможно лишь при низких температурах, например, в среде газообразного или жидкого азота [5].

Кроме указанных выше применений, жидкий азот в энергетике применяется для снятия изоляции с проводов и кабелей, а газообразный — для регулирования давления в первом контуре через компенсатор давления, для вытеснения водорода в электрогенераторах, как инертная среда в реакторах типа РБМК, для создания низкотемпературной сверхпроводимости в реакторах типа ТОКАМАК. Таким образом, криогенные технологии все ближе сходятся с атомной технологией. Причем гораздо выгодней транспортировать и хранить сжиженные газы не в баллонах под давлением, а в жидком состоянии в сосудах Дюара и использовать для этого объемные насосы. В настоящее время на ТЭС и АЭС такие насосы применяются в маслохозяйствах паровых турбин и для впрыска раствора борной кислоты в первый контур.

Главной проблемой объемных и в частности поршневых насосов является значительная вибрация подсоединенных трубопроводов, вызванная сильными колебаниями давления, присущими этим насосам. Эта проблема особенно актуальна для трубопроводов большого диаметра или гибких

шлангов, имеющих малые отношения изгибной жесткости к массе единицы длины трубы ($EI_x / \int A$).

Другая проблема в эксплуатации таких насосов проявляется в ухудшении условий работы контрольно-измерительной аппаратуры, отвечающей за точную установку требуемого расхода или давления. Подобное положение вызвано особенностью гидравлики пульсирующего потока в трубопроводах и на местных сопротивлениях. В этом случае гидравлическое сопротивление определяется не только активной частью (A) полного комплексного сопротивления трубопровода ($Z = A + i\omega R$), но и его реактивной составляющей (R), возрастающей с ростом частоты колебательного процесса. Такое положение приводит к возникновению больших погрешностей при эксплуатации измерительных приборов, тарированных в стационарных условиях и имеющих значения постоянной времени большее или равное периоду колебаний гидравлического процесса. Так, при измерении расхода, например, сужающим устройством, показания вторичных приборов практически всегда будут занижены, что при заполнении закрытых емкостей может создавать определенные неудобства, например, переполнение. Использование расходомеров на принципах ротаметра, в таких случаях вообще не позволяет сколько-нибудь точно вести отсчет расхода.

При использовании турбинных расходомеров, частота первичного сигнала датчика модулируется частотой колебательного гидравлического процесса, что затрудняет задачу расшифровки сигнала расходомера.

Так, во время аварии на Чернобыльской АЭС (1986.04.26), пришлось использовать жидкий азот для охлаждения опоры реактора, который перевозили пятитонными заправщиками-термосами, заполняемыми трехлинейными поршневыми насосами. В результате повышенных колебаний давления показания расходомеров были занижены, что привело к переполнению и авариям на нескольких заправщиках.

Таким образом, для более широкого внедрения в энергетическое хозяйство объемных и особенно поршневых насосов, необходимо разработать эффективные средства снижения амплитуд колебаний давления в подающих трубопроводах.

Список использованной литературы

1. Вильнер Я. М. Справочное пособие по гидравлике, гидромашинам и гидроприводам / Я. М. Вильнер,

Я. Т. Ковалев, Б. Б. Некрасов., под ред. Некрасова Б. Б. — Минск: Вышэйш. школа, 1976. — 416 с.

2. На Кольской АЭС прошли тестовые испытания новой технологии очистки оборудования холодом — Электронный доступ - <http://www.seogan.ru/nakolskoiy-aes-proshli-testovie-ispitaniya-novoiy-tehnologii-ochistki-oborudovaniya-holodom.html>
3. Тихомиров Р. А. Гидрорезание судостойтельных материалов / Р. А. Тихомиров, В. Ф. Бабанин, Е. Н. Петухов, И. Д. Стариков, В. А. Ковалев. — Л.: Судостроение, 1987. — 164 с.
4. Королев А. В. Некоторые вопросы демонтажа основного оборудования при снятии АЭС с эксплуатации / А. В. Королев., Чжоу Хуи Юй. — // Ядерна та радіаційна безпека, 2015. — Вип.3 (67). — С. 57-59.
5. Гаврилов Р. В. Некоторые концептуальные вопросы утилизации радиоактивных отходов на АЭС / Р. В. Гаврилов, В. В. Гладкий, Н. М. Левченко. — Электронный доступ: <http://www.ecologylife.ru/utilizatsiya-2000/nekotoryie-kontseptualnyie-voprosyi-utilizatsii-radioaktivnyih-othodov-na-aes.html>

Получено 15.07.2016

УДК 536.79

*Королев А.В.**Одесский национальный политехнический университет, г. Одесса***КОЭФФИЦИЕНТ ПОЛЕЗНОГО ДЕЙСТВИЯ И ВРЕМЯ**

В работе представлена гипотеза связи эффективности (КПД) процессов преобразования энергии со временем преобразования. Показано, что эти параметры связаны между собой обратной зависимостью. Представлены результаты эксперимента и оценка эффективности энергетического оборудования, подтверждающие выдвигаемое в работе предположение.

Ключевые слова: время, взрыв, коэффициент полезного действия, турбина, энергия, энтропия

Кто задавался вопросом, почему коэффициент полезного действия (КПД) рассчитывается через отношение работ или энергий, тогда как при подборе оборудования мы ориентируемся на мощность двигателя или турбины. Действительно, характеристика «мощность» позволяет нам оценить предельные возможности механизма, и сделать вывод о том, пригоден ли он нам или нет для наших целей. Мы никогда не выбираем себе двигатель по его «энергии». Нам определенно нужно знать, какую энергию можно получить от него в единицу времени.

КПД же мы рассчитываем как отношение механической работы (мощности помноженной на время) к химической или ядерной энергии топлива. Т.е. время скрыто участвует в расчете КПД любого двигателя, преобразующего энергию вещества в мощность, полученную за определенный промежуток времени, который необходим для полного использования объема энергоемкого вещества.

При этом КПД не будет зависеть от времени, т.к. одна и та же механическая энергия может быть получена производением небольшой мощности на длительное время, или наоборот, большой мощности на короткий промежуток времени.

Таким образом, можно ввести еще один параметр, тесно связанный как с процессом преобразования энергии, так и с КПД, и это будет время, необходимое для процесса преобразования энергии из одного вида в другой.

Рассмотрим несколько примеров процессов с различной скоростью преобразования энергии.

Известно, что вечный двигатель должен иметь КПД равное или близкое к 1 и из известных природных процессов такой КПД имеет процесс гниения, т.е. это процесс со временем реализации, стремящимся к бесконечности. Что интересно, для таких процессов вполне справедлива поговорка «тише едешь — дальше будешь». Мы также интуитивно осознаем, что качество практически любой работы напрямую зависит от потраченного на неё времени. Чем тщательнее и кропотливее вы-

полняется работа (процедура), тем качественнее изделие на выходе. Если заменить понятие качества понятием потери (брак), то количественно уровень потерь качества можно связать со временем предположительно обратной функцией:

$$\phi = \frac{\alpha}{\tau} \quad (1)$$

где α — коэффициент интенсивности потерь.

В свою очередь, как уже отмечалось, для оценки эффективности технологических процессов обычно используется коэффициент полезного действия, определяемый отношением:

$$\eta = \frac{A_{\pi}}{A_z}, \quad (2)$$

где A_n , A_z — полезная и затраченная работа.

Полезная работа может быть представлена через затраченную работу и потери

$$A_n = A_z - \Delta A_{nom} \quad (3)$$

Тогда

$$\eta = \frac{A_{\pi}}{A_z} = 1 - \frac{\Delta A_{nom}}{A_z} = 1 - \phi \quad (4)$$

Однако, выше мы видели, что качество работы, вернее потери качества могут быть связаны со временем выполнения работы функцией (1). Подставим (1) в (4) и получим:

$$\eta = 1 - \phi = 1 - \frac{\alpha}{\tau} \quad (5)$$

Т.е. если принять качество работ одинаковым, то КПД, т.е. эффективность таких процессов, должно иметь обратную зависимость от времени (рис. 1).

Ети соображения можно подтвердить оценочным расчетом характерных времен, типичных для энергетических процессов. Укрупненная оценка будет иметь задачей подтвердить связь между временем протекания процесса и его КПД.

Как уже отмечалось, самым энергетически эффективным процессом считается процесс гниения, для которого можно установить предельные значения: при $\tau \rightarrow \infty$ $\eta \rightarrow 1$.

Для термодинамических циклов любых энергетических машин, предельный КПД, согласно теореме Карно, определяется отношением температуры источника (T_1) и температуры приемника (T_2) теплоты [1]:

$$\eta = 1 - \frac{T_2}{T_1} \quad (6)$$

Этим, в частности, объясняют более высокий КПД турбин тепловых электростанций (ТЭС) с начальной температурой пара 540 - 560°C, составляет $\eta = 0,43 - 0,45$, тогда как на турбинах атомных электростанций (АЭС), с начальной температурой пара около 300°C, КПД составляет около 0,32 - 0,34 [2]. Однако, если учесть одинаковые окружные скорости обеих типов турбин, определяемые частотой сети (50 Гц), и, следовательно, близкие осевые скорости пара, то время прохождения паром турбины ТЭС, должно быть больше времени прохождения пара через турбину АЭС, т.к. длины проточной части турбин составляют соответственно 4,7 м и 3,2 м. Принимая осевые скорости пара в турбинах равные 100 м/с получим время реализации процесса преобразования энергии соответственно 0,047 с и 0,032 с.

КПД ракетных двигателей, существенно ниже — 0,10 - 0,15, и процесс преобразования энергии существенно быстрее (определяется длиной сопла и скоростью вылета продуктов сгорания).

Более быстрые процессы — процессы взрыва можно оценить по работе [3], где исследовались взрывы гремучей смеси в малых объемах.

Результаты расчета энерговыделения по реакции, пересчитанные на объем экспериментальной ячейки, а также результаты экспериментального определения взрывной энергии представлены в таблице 1. Здесь КПД взрыва рассчитан по соотношению между теоретически возможной энергией реакции и реальным значением выделившейся энергии взрыва.

$$\eta = \frac{Q_r}{Q_v} \quad (7)$$

Как видно из таблицы 1 энергия взрыва составляет небольшую долю от энергии химической реакции. Основная часть энергии переходит в теп-

ло, а остаток идет на повышение давления, т.е. в полезную работу подъема поршня. Также просматривается зависимость КПД взрыва от времени его протекания.

Принимая скорость детонации гремучей смеси около 5000 м/с, площадь сечения ячейки 0,00724 м² и высоту ячейки $h = \frac{V}{0,00724}$, время

взрыва будет равно $\tau = \frac{\sqrt{(h^2 + r^2)}}{5000}$ (см. табл. 1).

Таблица 1. Сравнение теоретической энергии реакции и экспериментальной энергии взрыва

Объем ячейки V , м ³	Энергия химической реакции Q_r , Дж	Экспериментальная энергия взрыва Q_v , Дж	КПД взрыва, %	Время детонации гремучей смеси τ , с
0,00006	652,7	6,5	0,996	0,0000097
0,00008	870,2	10,8	1,24	0,0000099
0,000176	1915	88,5	4,62	0,0000108
0,000186	2024	110,4	5,45	0,0000109
0,000204	2220	158,7	7,15	0,0000111
0,000214	2328	224,1	9,63	0,0000113

Для наглядности представления перенесем данные на обобщенный график (Рис. 1, 2). По рисункам видна тенденция — обратно пропорциональная зависимость между временем процесса преобразования энергии и его КПД.

Интересно отметить, что в работе И. Пригожина [4] дается попытка увязать энтропию процессов со временем. И зависимость эта также оказывается обратно пропорциональна времени, т.е. с увеличением времени, функция энтропии падает. Это положение также имеет подтверждение в тепловых процессах — где процессы идеальные имеют минимальный прирост энтропии, в отличие от процессов с малыми значениями КПД.

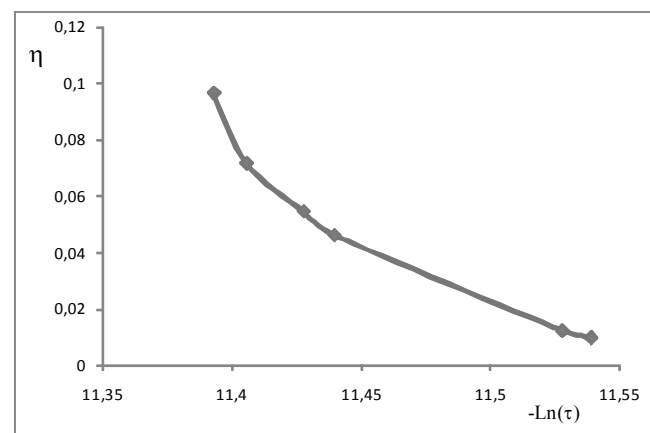


Рис. 1 Зависимость КПД взрыва гремучей смеси от времени

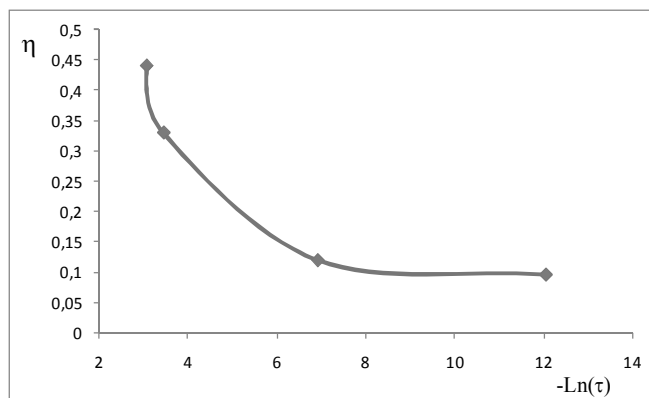


Рис. 2 Зависимость КПД тепловых процессов от времени их протекания

Выводы

Предложено при рассмотрении процессов преобразования энергии учитывать время протекания этих процессов.

Получила экспериментальное обоснование поговорка «Тише едешь — дальше будешь».

Список использованной литературы

1. Техническая термодинамика / В. И. Крутов, С. И. Исаев, И. А. Кожин и др. Под ред. В. И. Крутова. — М.: Высш. шк., 1991. — 384 с.
2. Трухний А. Д. Стационарные паровые турбины. — М.: Энергоатомиздат, 1990. — 640 с.
3. Королев А. В., Колесник М. В. Экспериментальное исследование амплитуды взрывов водорода в малом объеме // Ядерна енергетика та довкілля, 2013. — №1. — с. 52- 58
4. Пригожин И., Стенгерс И. Порядок из хаоса. — М.: Прогресс, 1986. — 431 с.

Получено 13.06.2016

УДК 628.33:546.791

*М.А. Кеймиров¹, Л.Н. Пузырная², Г.Н. Пшинко², А.А. Косоруков², Б.П. Яцик²*¹*Институт химии Академии наук Туркменистана, г. Ашхабад*²*Институт коллоидной химии и химии воды им. А.В. Думанского НАН Украины, г. Киев*

ОЧИСТКА ВОД ОТ СОЕДИНЕНИЙ U(VI) С ПРИМЕНЕНИЕМ МАГНИЙ-ЖЕЛЕЗНЫХ СЛОИСТЫХ ДВОЙНЫХ ГИДРОКСИДОВ

Выполнена оценка эффективности синтетических неорганических сорбентов — магний-железных слоистых двойных гидроксидов, для извлечения урана (VI) в широкой области pH водных сред с повышенным содержанием, в т.ч. гидрокарбонат-ионов. Показано, что сорбционная способность указанных материалов зависит от соотношения катионов в структуре их бруситового слоя. Установлено, что наиболее селективной по отношению к урану является карбонатная форма магний-железных слоистых двойных гидроксидов с молярным соотношением $[Mg^{II}]/[Fe^{III}]$ в структуре бруситового слоя 2:1.

Ключевые слова: уран (VI), очистка вод, сорбция, магний-железный слоистый двойной гидроксид

Одним из долгосрочных и опасных последствий деятельности ядерно-энергетического комплекса является накопление все возрастающих объемов жидких радиоактивных отходов и радиоактивное загрязнение водных объектов окружающей среды. К трудно извлекаемым из водных сред и самым опасным тяжелым металлам и радионуклидам относится уран из-за его длительного периода полураспада, высокой радиоактивной и химической токсичности. Показатели безопасности питьевой воды для природного урана не должны превышать $\leq 1 \text{ Бк/дм}^3$ ($0,040 \text{ мг/дм}^3$) [1].

Наибольшее техногенное влияние на объекты окружающей среды из всех соединений урана имеют соединения, в которых указанный радионуклид находится в шестивалентном состоянии. Даже при наличии минеральных и органоминеральных взвесей природного происхождения с высокой адсорбционной способностью урану (VI) свойственна значительная подвижность в окружающей среде за счет высокой комплексообразующей способности, образования растворимых ди- и трикарбонатуранильных комплексов при pH, характерных для природных и сточных вод. Это усложняет процесс извлечения U(VI) из водных сред.

Эффективность технологии очистки радиоактивно загрязненных вод напрямую связана с благополучием водных экосистем. Для очистки вод от U(VI) используются методы химического осаждения, экстракции, мембранного разделения, обратного осмоса и сорбции [2-6]. Среди этих методов сорбция — один из самых эффективных и простых в технологическом отношении способов, особенно при извлечении следовых количеств ионов металлов.

Для удаления U(VI) из водных сред применяют разного типа сорбционные материалы: глинистые минералы, цеолиты, активированный уголь, био-

массу, фосфаты титана и циркония аморфной и кристаллической структуры, фосфатосиликаты титана и др. [6-13].

Однако, в результате образования различных химических форм U(VI) и присутствия в природных и сточных водах комплексообразующих лигандов и конкурирующих ионов не всегда удается достигать требуемой степени очистки [14], а максимальное извлечение указанного радионуклида наблюдается только в узком интервале значений pH водных сред.

Перспективными для очистки водных сред от U(VI) являются синтетические неорганические слоистые двойные гидроксиды (СДГ), которые имеют гидроталькитоподобную структуру и представляют собой соединения состава: $[(Me^{II})_1-x(Me^{III})_x(OH)_2]^{x+} \cdot [(A^{n-})_{x/n} \cdot mH_2O]$, где Me^{II} и Me^{III} — катионы в степенях окисления 2+ и 3+, соответственно, A^{n-} — анион (органический или неорганический), n — валентность аниона, x — стехиометрический коэффициент [15-17]. Указанным неорганическим сорбционным материалам присуща большая химическая и радиационная устойчивость, в отличие от природных и органических ионообменников, а также невысокая стоимость [16].

Эффективность извлечения токсикантов при очистке вод с помощью СДГ зависит от физико-химических свойств структуры указанных материалов. Сорбционная емкость СДГ может быть увеличена за счет целенаправленного варьирования при синтезе распределения катионов в бруситовых слоях и анионов в межслоевом пространстве.

Имеются данные об извлечении U(VI) на Mg,Al- и Mg,Nd-СДГ с различными анионами в межслоевом пространстве (NO_3^- , CO_3^{2-} , OH^-) [18]. Изучена сорбция U(VI) из водных растворов с помощью магнитного Mg,Al-СДГ, интеркалированного цитрат-ионами [19].

Ранее в работах [20–23] нами было показано, что достаточно высокоэффективными для сорбционной очистки водных сред как от катионных, так и анионных форм U(VI) являются Zn,Al-СДГ, интеркалированные этилендиаминтетраацетат-, гексаметилендиаминтетраацетат- и диэтилентриаминпентаацетат-, а также гексацианоферрат (II)-ионами.

Известно [24, 25], что для железосодержащих минералов характерна большая сорбционная способность по отношению к U(VI) в слабощелочной области pH, что особенно важно для извлечения его карбонатных форм.

Цель этой работы — оценка эффективности магний-железных слоистых двойных гидроксидов (Mg,Fe-СДГ) с различным мольным соотношением $[Mg^{II}]/[Fe^{III}]$ в структуре бруситового слоя — 2:1, 3:1, 4:1 для очистки водных сред от соединений U(VI).

Методика проведения сорбционных экспериментов. Для приготовления модельных водных растворов U(VI), сульфатов и гидрокарбонатов натрия использовали их соли $UO_2(SO_4)_2 \cdot 3H_2O$, Na_2SO_4 и $NaHCO_3$ “х.ч.”.

Ионную силу (I) водных растворов создавали с использованием растворов соли $NaClO_4$ “х.ч.”.

Сорбцию U(VI) проводили в статических условиях при непрерывном встряхивании в течение одного часа (объем водной фазы — 50 см^3 , навески сорбентов — $0,100\text{ г/дм}^3$, $C_{U(VI)} = 1 \cdot 10^{-4}$ моль/дм³). После сорбции водную фазу отделяли центрифугированием (5000 об/мин) и определяли в ней равновесную концентрацию U(VI) с использованием арсената III в сильнокислой среде (5–7 М HNO_3) в видимой области спектра ($\lambda = 656\text{ нм}$, толщина кювет $l = 2\text{–}5\text{ см}$) на КФК-3-01 [26]. Молярный коэффициент поглощения комплекса в такой среде $6 \cdot 10^4$. Нижний предел определения U(VI) 5 мкг в 25 см^3 раствора, ошибка измерения $\pm 5\%$.

Необходимые значения pH_0 создавали введением растворов $0,1\text{ моль/дм}^3\text{ }HNO_3$ и $0,1\text{ моль/дм}^3\text{ NaOH}$. Значения pH_0 и pH раствора после сорбции ($pH_{\text{равн}}$) измеряли с помощью иономера И-160 М.

Величину сорбции U(VI) (a_s), мкмоль/г, и степень очистки (CO , %) рассчитывали следующим образом:

$$a_s = (C_0 - C_p) \frac{V}{m}, \quad (1)$$

$$CO = \frac{(C_0 - C_p)}{C_0} \cdot 100, \quad (2)$$

где C_0 , C_p — исходные и равновесные концентрации U(VI), мкмоль/дм³; V — объем водного рас-

твора, дм³; m — навеска сорбента, г.

Фазовый состав исследуемых в работе сорбентов определяли с помощью рентгеновского дифрактометра ДРОН-2.0 с фильтрованным кобальтовым излучением.

Синтез сорбентов Mg,Fe-СДГ. СДГ в карбонатной форме с мольными соотношениями $[Mg^{II}]/[Fe^{III}]$ 2:1 (Mg₂Fe-СДГ), 3:1 (Mg₃Fe-СДГ) и 4:1 (Mg₄Fe-СДГ) были получены осаждением из растворов нитратов Mg и Fe гидроксидом натрия в присутствии Na_2CO_3 при постоянном pH. Для этого в 3х-горлую круглодонную колбу с карманами под электроды для измерения pH вместимостью 1 дм^3 , содержащую 300 см^3 дистиллированной воды, при перемешивании с помощью механической мешалки добавляли 1 моль/дм^3 раствор NaOH до pH 10. При интенсивном перемешивании в колбу добавляли перистальтическим насосом со скоростью $1\text{ см}^3/\text{мин}$ параллельно два раствора равных объемов, первый из которых содержал необходимое количество смеси 2 моль/дм^3 раствора $Mg(NO_3)_2$ и 1 моль/дм^3 раствора $Fe(NO_3)_3$, а второй — требуемое количество 2 моль/дм^3 раствора NaOH для получения СДГ и трехкратное, по сравнению со стехиометрически необходимым, Na_2CO_3 . В процессе реакции pH реакционной смеси поддерживали около $10 \pm 0,5$ путем добавления 2 моль/дм^3 растворов NaOH или HNO_3 . После образования осадков колбы закрывали и помещали в сушильный шкаф на 24 ч для старения осадков при $80\text{ }^\circ\text{C}$. Затем осадки переносили на стеклянные фильтры № 4 и отмывали горячей дистиллированной водой до отрицательной реакции пробы с дифениламином.

Рентгенографические исследования сорбентов Mg,Fe-СДГ. Дифракционные линии, наблюдаемые на порошковых рентгенограммах, полученных продуктов приведены в табл. 1. Видно, что все дифракционные отражения относятся к СДГ и могут быть проиндексированы в гексагональных ячейках, что не противоречит литературным данным о кристаллизации Mg,Fe синтетических гидроталькитов в ромбоэдрической структуре [14]. Из приведенных в табл. 1 и на рис. 1 данных видно, что с ростом содержания железа в Mg,Fe-СДГ уменьшаются значения базальных отражений 003 и 006, что связано с усилением электростатического взаимодействия положительно заряженных бруситоподобных слоев с межплоскостными карбонатными анионами. Из анализа полученных нами рентгенограмм можно лишь обнаружить тенденцию уменьшения параметра a гексагональной ячейки СДГ с ростом замещения магния трехвалентным железом. Следует также отметить отсутствие точного совпадения наблюдаемых и рассчитанных значений межплоскостных расстояний для полученных синтетических продуктов, что,

по-видимому, связано с дефектами в структурах полученных двойных слоистых гидроксидов (табл. 1.).

Таблица 1. Значения межплоскостных расстояний и индексы Миллера дифракционных линий синтезированных Mg,Fe-СДГ

hkl	Mg/Fe 2:1	Mg/Fe 3:1	Mg/Fe 4:1
003	7,76	7,82	7,94
006	3,862	3,891	3,957
012	2,639	2,636	2,246
015	2,364	2,341	2,379
018	1,997	1,989	2,024
116	1,556	1,556	1,559
113	1,552	1,523	1,528
116	1,440	1,442	1,445

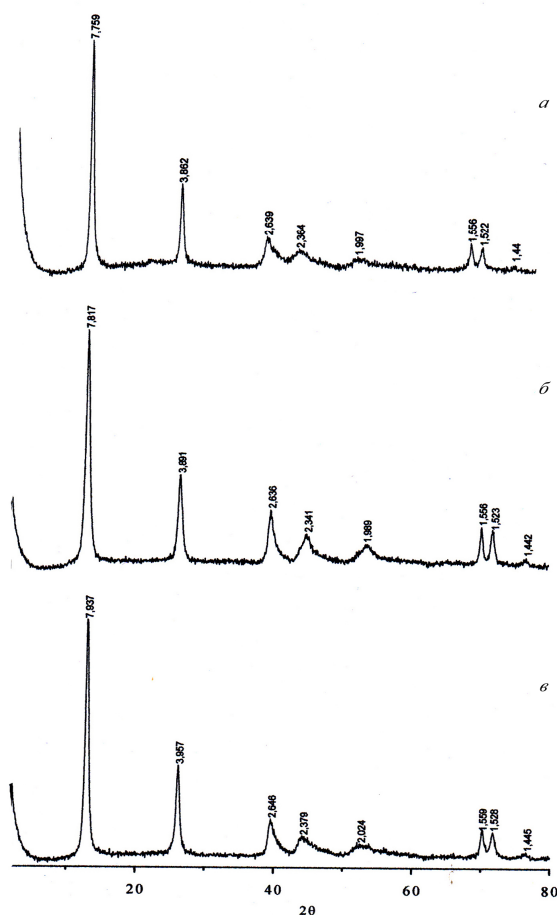


Рис. 1. Дифрактограммы образцов: а — Mg₂Fe-СДГ; б — Mg₃Fe-СДГ; в — Mg₄Fe-СДГ.

Влияние pH водных сред на извлечение U(VI) исследуемыми сорбентами. Исследована эффективность сорбционного извлечения U(VI) при разных pH из модельной водной среды с $I=0,01$ (NaClO₄) карбонатными формами Mg,Fe-СДГ (рис. 2). Установлено, что практически полное удаление U(VI) указанными сорбентами достигается в широком интервале pH₀ (2,0÷10,0), что свидетельствует о поглощении не только катионных, но и анионных форм U(VI), например, рас-

воримых карбонатных — [UO₂(CO₃)₂]²⁻, [(UO₂(CO₃)₃)⁴⁻, образующихся в слабощелочной области pH при контакте водного раствора с воздухом [27]. Очевидно, исходя из данных работы [28], основным механизмом извлечения U(VI) является образование прочных железосодержащих тройных поверхностных комплексов в межплоскостном пространстве [≡S–L–U], где ≡S — твердая поверхность сорбента, UO₂L_mⁿ⁻ — компенсирующий заряд — анион, в виде карбонатной формы урана.

Возможно, извлечение исследуемого иона металла в кислой и нейтральной областях pH водного раствора также происходит вследствие изоморфного замещения UO₂²⁺ на Mg²⁺ в составе сорбентов [18] и связывания U(VI) с гидроксильными группами на поверхности бруситовых слоев.

Как и для других представителей СДГ [20-24], для Mg,Fe-СДГ характерен сдвиг значений pH_{равн.}, что свидетельствует о щелочных свойствах сорбентов, а также, очевидно, об анионообменном замещении противоионов OH⁻, частично компенсирующих положительный заряд металлооксидных слоев.

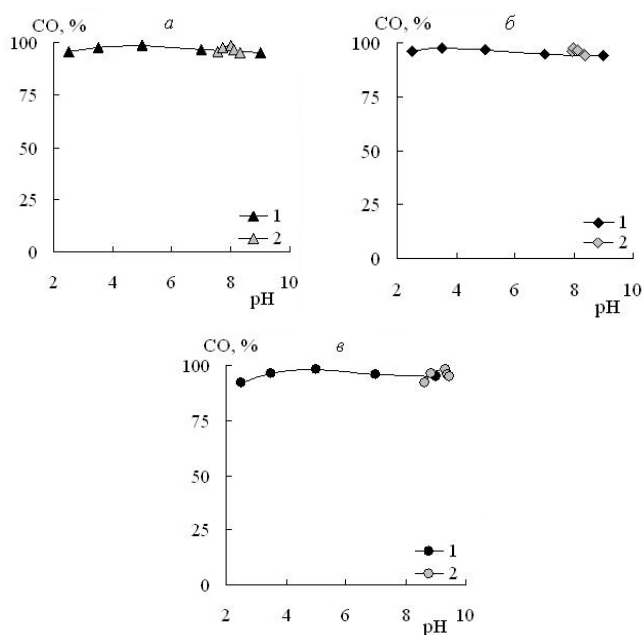


Рис. 2. Влияние pH на извлечение U(VI) из водной среды ($I(\text{NaClO}_4)=0,01$; $C_{\text{U(VI)}}=1 \cdot 10^{-4}$ моль/дм³) образцами: а — Mg₂Fe-СДГ; б — Mg₃Fe-СДГ; в — Mg₄Fe-СДГ. 1 — pH₀; 2 — pH_{равн}

Изотермы сорбции U(VI) на исследуемых сорбентах. Экспериментально были получены изотермы сорбции U(VI) для сорбентов Mg,Fe-СДГ (рис. 3). Проведена их обработка в соответствии с уравнениями Ленгмюра и Фрейндлиха, которые являются наиболее распространенными для описания систем адсорбции твердая фаза-жидкая фаза (табл. 2). Как видно, указанные уравнения удовле-

творительно описывают экспериментальные данные практически во всей области концентраций. Корреляционные коэффициенты достаточно высоки ($R > 0,9$). Максимальное предельное значение адсорбции U(VI), рассчитанное исходя из уравнения Ленгмюра, характерно для Mg2Fe-СДГ и составляет 555,6 мкмоль/г.

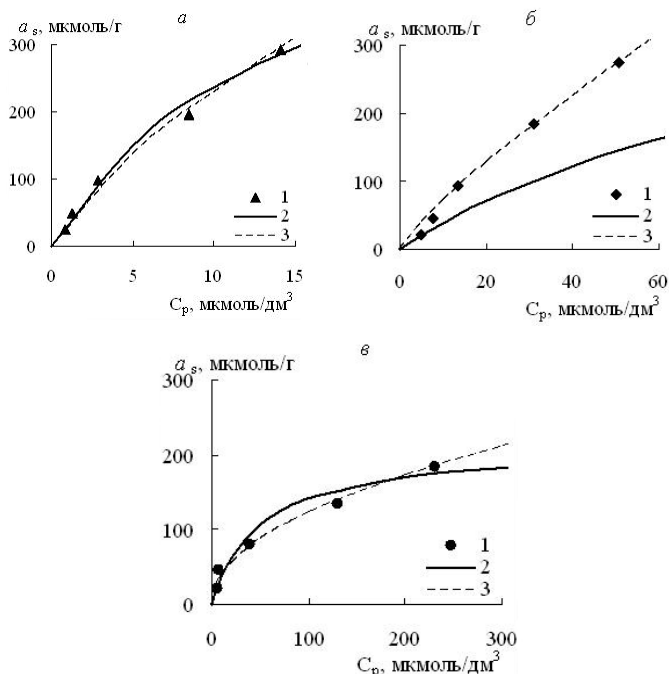


Рис. 3. Изотермы сорбции U(VI) из водных сред (рН₀ 5,0) на образцах: а — Mg2Fe-СДГ; б — Mg3Fe-СДГ; в — Mg4Fe-СДГ. 1 — экспериментальные данные; 2 — изотермы, полученные на основании уравнения Фрейндлиха; 3 — то же для уравнения Ленгмюра.

Таблица 2. Коэффициенты уравнений сорбции U(VI) из водных сред ($I(\text{NaClO}_4)=0,01$; рН₀ 5,0,) на образцах Mg,Fe-СДГ

Сорбент	По Фрейндлиху $a_s = b \cdot C_p^{1/n}$			По Ленгмюру $a_s = \frac{k \cdot a_\infty \cdot C_p}{1 + k \cdot C_p}$		
	K	1/n	R*	k	a_∞ , мкмоль/г	R*
Mg2Fe-СДГ	43,16	0,723	0,9960	0,074	555,6	0,9511
Mg3Fe-СДГ	10,93	0,821	0,9780	0,009	454,6	0,9999
Mg4Fe-СДГ	12,75	0,491	0,9366	0,020	212,8	0,9602

Примечание. R — корреляционный коэффициент

Влияние макрокомпонентов воды на извлечение U(VI) исследуемыми сорбентами. Катионный и анионный состав водных сред может существенно влиять на процессы сорбционной очистки от соединений U(VI). Учитывая высокую

склонность U(VI) к комплексообразованию и нахождение его в природных и сточных водах преимущественно в анионных формах, было исследовано влияние концентрации таких основных макрокомпонентов вод, как катионы Na^+ , а также анионов HCO_3^- и SO_4^{2-} на извлечение U(VI) образцами Mg,Fe-СДГ (рис. 4).

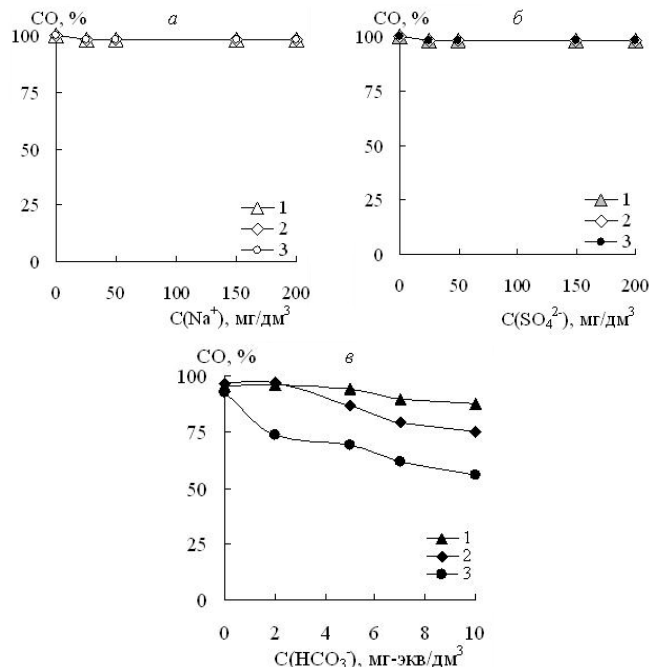


Рис. 4. Влияние концентрации ионов натрия (а), сульфат- (б) и гидрокарбонат-ионов (в) на извлечение U(VI) из водных растворов ($C_{\text{U(VI)}}=1 \cdot 10^{-4}$ моль/дм³) образцами: 1 — Mg2Fe-СДГ, 2 — Mg3Fe-СДГ, 3 — Mg4Fe-СДГ.

Установлено, что ионы Na^+ и SO_4^{2-} не уменьшают степень очистки вод от U(VI) в широком диапазоне их концентраций ($25 \div 200$ мг/дм³) для всех образцов сорбентов (рис. 4 а, б).

Следует отметить, что U(VI) не образует комплексов с HCO_3^- -анионами [29], однако указанные анионы в результате сдвига углекислотного равновесия в водном растворе играют определяющую роль при образовании прочных анионных карбонатных форм U(VI) при рН значительно ниже области появления CO_3^{2-} -анионов (рН 8,3) [27]. Поэтому наличие HCO_3^- -анионов в составе водных сред может существенно влиять на процессы сорбционного извлечения U(VI).

Как видно из рис. 4 в, при низких концентрациях (до 5 мг-экв/дм³) HCO_3^- -анионы практически не влияют на извлечение U(VI) образцами Mg2Fe-СДГ и при дальнейшем увеличении концентрации указанных анионов в водном растворе наблюдается незначительное уменьшение степени очистки от U(VI). Для образцов Mg3Fe-СДГ характерно постепенное снижение поглощения U(VI) уже при концентрациях HCO_3^- -анионов > 2 мг-экв/дм³. В то

же время при использовании сорбентов Mg_4Fe -СДГ происходит более резкое снижение степени очистки в 2 раза. Это обусловлено, по-видимому, тем, что при увеличении соотношения $[Mg^{II}]/[Fe^{III}]$ в бруситоподобных слоях от 2:1 до 4:1 происходит соответствующее уменьшение положительного заряда слоя, в результате чего количество закрепленных анионных комплексов $U(VI)$ уменьшается и сорбционная способность Mg_4Fe -СДГ снижается.

Выводы

Проведено сравнение эффективности синтети-

ческих неорганических сорбентов на основе слоистых двойных гидроксидов для очистки водных сред в широком диапазоне pH (2,0–10,0), в том числе и с повышенным солесодержанием и концентрацией гидрокарбонат-ионов, от соединений $U(VI)$. Полученные данные показывают, что достаточно селективной по отношению к указанному радионуклиду является карбонатная форма Mg_4Fe -СДГ с молярным соотношением $[Mg^{II}]/[Fe^{III}]$ в структуре бруситового слоя 2:1, что позволяет рекомендовать ее для очистки не только средне-, но и высокоминерализованных природных и сточных урансодержащих вод.

Список использованной литературы

1. ДСТУ 4808:2007. Джерела централізованого питного водопостачання. Гігієнічні та екологічні вимоги щодо якості води і правила вибирання. — К.: Держспоживстандарт України, 2007. — 36 с.
2. Mellah A. The precipitation of ammonium uranyl carbonate (AUC): thermodynamic and kinetic investigations / A. Mellah, S. Chegrouche, M. Barkat // *Hydrometallurgy*. — 2007. — V. 85. — P. 163–171.
3. Synergistic extraction of uranium(VI) by mixtures of β -diketones and structurally related crown ethers / P. Thakur, P. Chakravorty, K. C. Dash et al. // *Radiochim. Acta*. — 1998. — V. 80. — P. 155–161.
4. John A. M. S. Extraction of uranium(VI) from sulfate solutions using a polymer inclusion membrane containing di-(2-ethylhexyl) phosphoric acid / A. M. S. John, R. W. Catrall, S. D. Kolev // *J. Membr. Biol.* — 2010. — V. 364, № 1–2. — P. 354–361.
5. Studies on the reverse osmosis treatment of uranyl nitrate solution / S. Prabhakar, S. T. Panicker, B. M. Misra, M. P. S. Ramani // *SeP. Sci. Technol.* — 1992. — V. 27. — P. 349–359.
6. Adsorption of uranium (VI) from aqueous solution on calcined and acid-activated kaolin / G. Wang, X. Wang, X. Chai et al. // *Appl. Clay Sci.* — 2010. — V. 47. — P. 448–451.
7. Aytas S. Adsorption characteristic of $U(VI)$ ion onto thermally activated bentonite / S. Aytas, M. Yurtlu, R. Donat // *J. Hazard. Mater.* — 2009. — V. 172. — P. 667–674.
8. Thorium and uranium uptake by natural zeolitic materials / P. Misaelides, A. Godelitsas, A. Filippidis et al. // *Sci. Total Environ.* — 1995 — V. 173–174. — P. 237–246.
9. Kiitahyali C. Sorption studies of uranium and thorium on activated carbon prepared from olive stones: kinetic and thermodynamic aspects / C. Kiitahyali, M. Eral // *J. Nuclear Mater.* — 2010. — V. 396. — P. 251–256.
10. Fowle D. A. Experimental Study of Uranyl Adsorption onto *Bacillus Subtilis* / D. A. Fowle, J. B. Fein, A. M. Martin // *Environ. Sci. Technol.* — 2000. — V. 34, № 17. — P. 3737–3741.
11. Лызлова Е. В. Изучение сорбции урана на неорганическом катионите — фосфате циркония / Е. В. Лызлова, В. А. Боровинский, Л. М. Рамазанов // *Радиохимия*. — 2001. — Т. 43, № 1. — С. 77–79.
12. Псарева Т. С. Сорбция урана фосфатами и фосфоросиликатами титана / Т. С. Псарева, О. И. Закутевский, В. В. Стрелко // *Доповіді НАН України*. — 2003. — № 12. — С. 130–135.
13. Сорбция урана титаносиликатными ионитами / В. В. Стрелко, Т. С. Псарева, О. И. Закутевский и др. // *Доповіді НАН України*. — 2005. — № 7. — С. 142–147.
14. Кузнецов Ю. В. Основы очистки воды от радиоактивных загрязнений / Ю. В. Кузнецов, В. Н. Щебетковский, А. Г. Трусков. — М.: Атомиздат, 1974. — 360 с.
15. Handbook of Layered Materials / Edited by S. M. Auerbach, K. A. Carrado, P. K. Dutta. — New York: Marcel Dekker Inc., 2004. — 650 p.
16. Cavani F. Hydrotalcite-type anionic clays: preparation, properties, and applications / F. Cavani, F. Trifiro, A. Vaccari // *Catal. Today*. — 1991. — V. 11. — P. 173–301.
17. Miyata S. Physico-chemical properties of synthetic hydrotalcites in relation to composition / S. Miyata // *Clays Clay Miner.* — V. 28, № 1. — 1980. — P. 50–56.
18. Сорбция $U(VI)$ на слоистых двойных гидроксидах Mg , Al и Nd из водных растворов / С. А. Кулюхин, Е. П. Красавина, И. В. Гредина, Л. В. Мизина // *Радиохимия*. — 2010. — Т. 52, № 6. — С. 553–560.
19. Removal of uranium(VI) from aqueous solutions by magnetic Mg - Al layered double hydroxide intercalated with citrate: Kinetic and thermodynamic investigation / X. Zhang, L. Ji, J. Wang et al. // *Colloids Surf., A*. — 2012. — V. 414. — P. 220–227.
20. Layered double hydroxides intercalated with EDTA as effective sorbents for $U(VI)$ recovery from wastewater / G. N. Pshinko, A. A. Kosorukov, L. N. Puzynaya, V. V. Goncharuk // *Radiochemistry*. — 2011. — V. 53, № 3. — P. 303–307.
21. Extraction of $U(VI)$ from aqueous media by layer double hydroxides intercalated by chelating agents / A. A. Kosorukov, G. N. Pshinko, L. N. Puzynaya, S. A. Kobets // *J. Water Chem. and Technol.* — 2013. — V. 35, № 3. — P. 104–111.

22. Recovery of U(VI) from aqueous media with layered double hydroxides of Zn and Al, intercalated with complexones / G. N. Pshinko, A. A. Kosorukov, L. N. Puzyrnaya, S. A. Kobets // *Radiochemistry*. — 2013. — V. 55, № 6. — P. 601–604.
23. Removal of U(VI) from aqueous media layered double hydroxide of Zn and Al, intercalated with hexacyanoferrate(II) ions / G. N. Pshinko, L. N. Puzyrnaya, B. P. Yatsik, A. A. Kosorukov // *Radiochemistry*. — 2015. — V. 57, № 6. — P. 616–620.
24. Effect deposited on the surface of montmorillonite hydroxides of aluminum and iron on the sorption of U(VI) / G. N. Pshinko, A. A. Bogolepov, S. A. Kobets, A. A. Kosorukov // *Radiochemistry*. — 2009. — Т. 51, № 2. — С. 211–215.
25. Боголепов А. А. Десорбция U(VI) с монтмориillonита с осажденными на его поверхности гидроксидами алюминия и железа / А. А. Боголепов, С. А. Кобец, Г. Н. Пшинко // *Радиохимия*. — 2009. — Т. 51, № 3. — С. 264–269.
26. Немодрук А. А. Взаимодействие шестивалентного урана с арсеназо III в сильноокислых растворах / А. А. Немодрук, Л. П. Глухова // *Журн. аналит. химии*. — 1963. — Т. 18, № 1. — С. 93–97.
27. Kobets S. A. Uranium (VI) in natural waters: Study of occurrence forms / S. A. Kobets, G. N. Pshinko, L. N. Puzyrnaya // *J. Water Chem. and Technol.* — 2012. — V. 34, № 6. — P. 277–283.
28. Kaneyoshi M. Layered double hydroxide intercalate of metalchelate complex — a novel precursor for the formation of a mixed metal oxide / M. Kaneyoshi, W. Jones // *Mol. Cryst. Liq. Cryst.* — 2001. — V. 365. — P. 459–468.
29. Grenthe I. Chemical thermodynamics of uranium / I. Grenthe. — Paris: OECD publications, 2003. — 715 p.

Получено 22.04.2016

УДК 544.723:546.791

Г. М. Пишико, Л. М. Пузирна, Б. П. Яцик

Інститут колоїдної хімії та хімії води ім. А.В. Думанського НАН України, м. Київ

СОРБЦІЙНІ МАТЕРІАЛИ ДЛЯ ОЧИЩЕННЯ ВОДНИХ СЕРЕДОВИЩ ВІД УРАНУ (VI)

Наведено результати аналізу даних наукової літератури про використання сорбційних матеріалів для очищення водних середовищ від урану (VI). Розглянуто основні типи сорбентів та механізми вилучення урану. Показано, що шаруваті подвійні гідроксиди є найбільш ефективними при сорбційному очищенні вод від катіонних та аніонних форм урану (VI).

Ключові слова: уран (VI), очищення водних середовищ, сорбція, радіонуклід, екологічна безпека.

Основним елементом ядерної енергетики є уран [1]. Найбільш стійкими в водних середовищах є сполуки урану, в яких він знаходиться у шестивалентному стані. Підвищена здатність U(VI) до комплексоутворення з лігандами природного та техногенного походження, що зумовлена його складною електронною конфігурацією, і знаходженням у природних та стічних водах переважно у вигляді аніонних розчинних ди- та трикарбонатуранільних комплексів спричиняє інтенсивну рухливість зазначеного радіонукліду в навколишньому середовищі та ускладнює його вилучення (рис. 1) [2]. Крім того, для U(VI) притаманна висока хімічна та радіаційна токсичність.

Тому для подальшого розвитку ядерної енергетики в Україні головним екологічним пріоритетом є вирішення завдань захисту та реабілітації об'єктів навколишнього середовища від радіоактивних забруднень, зокрема, зони Чорнобильської АЕС та регіонів видобутку і переробки уранової руди та виготовлення ядерного палива.

З цією метою промислові підприємства повинні бути гарантовано забезпечені високоефективними технологіями захисту довкілля від вказаного радіонукліду.

Використання методів хімічного осадження та екстракції для вилучення радіонуклідів з водних середовищ не завжди є економічно (високі енерговитрати та застосування додаткових реагентів) та екологічно доцільним (спричиняє утворення значних кількостей радіоактивних шлаків), особливо при очищенні великих об'ємів вод.

Сорбційний метод є поширеним та ефективним, особливо на стадії доочищення водних середовищ від радіонуклідів до необхідного рівня концентрацій. Вказаний процес є гнучким у технологічному проектуванні обладнання та його експлуатації, а також дозволяє здійснювати концентрування радіонуклідів та створювати експрес-системи екологічного моніторингу. Крім того, для сорбційних матеріалів здебільшого існує можливість регенерації шляхом відповідного десорбційного процесу.

Ефективність та селективність вилучення радіонуклідів залежить від природи матриці сорбенту та його функціональних груп, а також стану радіонуклідів та наявності неорганічних і органічних компонентів у водному середовищі [3].

Для вилучення зазначених токсикантів з водних середовищ широко застосовують різні типи сорбційних матеріалів: неорганічні природні та синтетичні сорбенти, органічні природні та синтетичні сорбенти.

При отриманні сорбентів з необхідними функціональними властивостями використовують різні підходи: синтез принципово нових матеріалів, модифікування існуючих природних або синтетичних неорганічних та органічних матеріалів шляхом введення в матрицю сорбенту комплексоутворюючих груп, отримання селективних тонкошарових, композиційних та гібридних сорбентів на основі наявних та дешевих природних та технологічних продуктів [4].

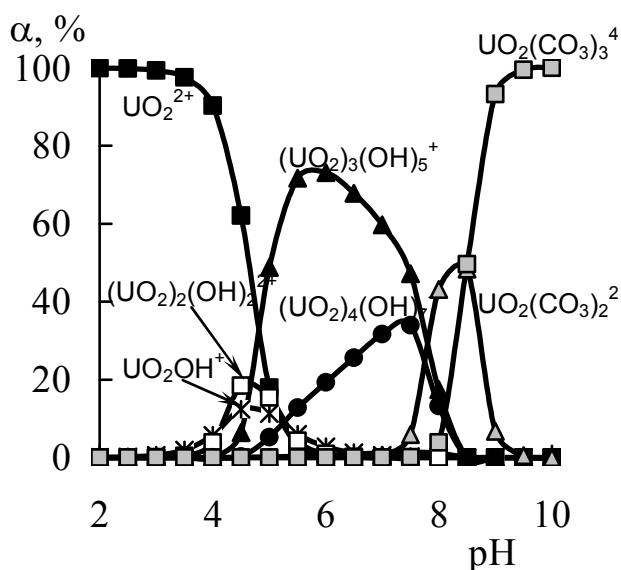


Рис. 1. Розподіл основних форм U(VI) у водному розчині в залежності від pH при концентрації карбонат-іонів 10^{-5} моль/дм³ [2].

Вилучення урану (VI) з водних середовищ сорбентами на основі природних мінералів. Економічно обґрунтованим є використання природних сорбентів для очищення значних об'ємів водних середовищ від екотоксикантів. Головною перевагою вказаних сорбційних матеріалів є їх низька вартість та наявність доступних джерел місцевої мінеральної сировини.

Відомо [5, 6], що найбільш широкого застосування серед природних сорбентів для вилучення радіонуклідів та інших токсичних металів набули алюмосилікати двомірної структури — глинисті мінерали (монтморилоніт (або бентоніт) [6-8], каолініт [6], сапоніт [9] і ін.) та алюмосилікати тримірної структури — цеоліти [10, 11] та ін.

У роботах [9, 12-15] показано, що pH водного середовища суттєво впливає на вилучення U(VI) природними сорбентами. Як бачимо з рис. 2, у слабкокислій та лужній областях спостерігається різке зниження величин сорбції U(VI) на природному монтморилоніті, оскільки при низьких значеннях pH дисоціація гідроксильних груп на поверхні часток мінералів практично повністю подавлена [16, 17].

Досліджено сорбцію U(VI) на сапоніті [9]. Встановлено, що ефективна сорбція U(VI) на вказаному природному мінералі теж спостерігається при $\text{pH} = 4,0 \div 6,0$, що відповідає сорбції лише катіонних форм U(VI). У кислій та лужній областях водного середовища величини сорбції урану, як і для інших природних мінералів, значно зменшуються.

Авторами [14] представлено результати дослідження сорбції U(VI) на клиноптилоліті. Показано, що максимальне очищення водних розчинів (за відсутності CO_2) від U(VI) досягається при $\text{pH} = 6,0$, тобто відбувається вилучення лише позитивно заряджених форм U(VI).

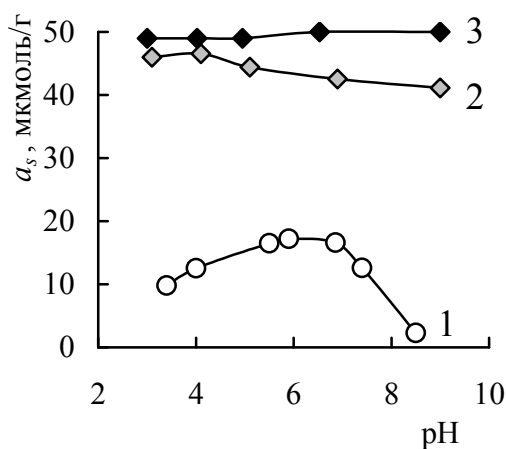


Рис. 2. Вплив pH на вилучення U(VI) з водних розчинів різними типами сорбентів:
1 — природний монтморилоніт [16, 17];
2 — Zn/Al-FeCN [47]; 3 — Zn/Al-ЕДТА [44].

Сорбенти на основі природних матеріалів не завжди дозволяють досягати необхідних ступенів очищення водних середовищ від екотоксикантів, особливо при наявності їх аніонних форм, та мають ряд недоліків, зокрема недостатньо високу селективність, складність їх використання в динамічних умовах. У зв'язку з цим для підвищення сорбційної здатності природних мінералів застосовують їх додаткове модифікування шляхом функціоналізації поверхні органічними та неорганічними реагентами, водорозчинними полімерами, термообробкою та ін.

Ряд публікацій [16-18] присвячено дослідженню сорбційних властивостей монтморилоніту, модифікованого поліетиленіміном (ПЕІ), для вилучення U(VI) та іонів токсичних металів. Встановлено, що величини сорбції U(VI) на природній формі монтморилоніту істотно нижче, ніж на модифікованому ПЕІ, де ізотерма при низьких його концентраціях практично прямолінійна і ступінь сорбції U(VI) становить понад 97% (залежно від вмісту урану) при $\text{pH} = 5,5$ [16]. Однак наявність карбонат-іонів зменшує величини сорбції U(VI) монтморилонітом, модифікованим ПЕІ (рис. 3) [16, 17]. Тому для ефективного вилучення вказаного радіонукліду автори рекомендують проводити попереднє підкислення радіоактивно забруднених водних середовищ.

У роботі [19] запропоновано вилучення U(VI) з водних розчинів при $\text{pH} = 2,0-7,0$ каоліном, модифікованим шляхом кальцинації з подальшою кислотною активацією. Сорбційна здатність модифікованого каоліну підвищується зі зростанням pH. Автори стверджують, що в досліджуваному діапазоні pH відбувається вилучення виключно катіонних форм U(VI) у вигляді ураніл-іону та гідроксоформ.

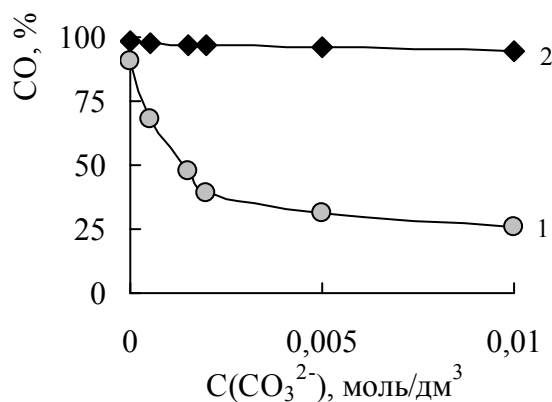


Рис. 3. Вплив концентрації карбонат-іонів на ступінь вилучення U(VI) з водних розчинів сорбентами: 1 — модифікованим поліетиленіміном монтморилонітом (М-ПЕІ [16, 17]) та 2 — синтетичним цинк-алюмінієвим шаруватим подвійним гідроксидом, інтеркальованим комплексом (Zn/Al-ЕДТА [44]).

Отримано та досліджено сорбент на основі термічно активованого (100–500 °C) бентоніту для поглинання U(VI) в діапазоні pH = 2,0–9,0, де для вказаного матеріалу притаманна хімічна стійкість [20]. Показано, що найбільш ефективне вилучення U(VI) з водних розчинів спостерігається при pH = 3–4. Це свідчить про високу сорбційну спорідненість термічно активованого бентоніту лише до UO_2^{2+} , що є переважаючою катіонною формою U(VI) у вказаній області pH.

Досліджено модифікування не тільки глинистих мінералів, але й цеолітів з метою вилучення радіонуклідів та іонів токсичних металів з водних середовищ, зокрема вивчено [21] структуру та сорбційні властивості модифікованих поліакриламідоксिमом бентоніту та цеоліту відносно катіонної форми U(VI) — UO_2^{2+} .

Вилучення урану (VI) з водних середовищ біосорбентами. До нових та перспективних органічних природних сорбентів належать біосорбенти, що характеризуються високою ефективністю вилучення радіонуклідів і інших іонів токсичних металів та низькою вартістю. Основними типами сорбційних біоматеріалів є: нежива біомаса (кора, лігнін, креветки, панцирі крабів і ін.); біомаса водоростей та мікробна біомаса (бактерії, гриби, дріжджі) [22].

Авторами [23–26] показано можливість використання біосорбентів для очистки радіоактивних стічних вод від U(VI) та інших актиноїдів.

Вивчено можливість вилучення U(VI) з модельних розчинів та реальних вод фітосорбентами ФС-728, 710, 744, 745, 761, що відрізняються різним ступенем фосфорилування груп [25]. Встановлено, що максимальна сорбція вказаного радіонукліду спостерігається при pH ≤ 4.

У роботі [26] досліджено можливість вилучення U(VI) з водних розчинів біосорбентом на основі бактерій *Bacillus licheniformis*. Максимальна сорбційна здатність вказаного біосорбенту щодо U(VI) досягається при pH = 4,5–5,0, де відбувається вилучення виключно катіонних форм U(VI) у вигляді ураніл-іону та гідроксоформ, та оптимальній температурі 25–45 °C.

Однак відокремлення біосорбентів від водної фази після сорбції ускладнюється утворенням значної кількості радіоактивних шлаків, що потребують подальшої переробки. Крім того, нестабільність процесів біосорбції (чутливість до pH та температури водного середовища, концентрації катіонів, неорганічних та органічних комплексують лінгандів, присутніх у воді) та утруднене отримання необхідної кількості біомаси заважають промислового впровадженню біосорбентів в технології водоочищення.

Вилучення урану (VI) з водних середовищ неорганічними сорбентами. В останні 10–15 ро-

ків активізувались роботи по дослідженню застосування синтетичних сорбентів, переважно неорганічних, що володіють механічною, хімічною та радіаційною стійкістю, для вилучення радіонуклідів та інших токсичних металів.

Для селективного вилучення U(VI) та інших радіонуклідів з водних розчинів застосовують фосфати титану та цирконію — іонообмінники аморфної та кристалічної структури [27]. Ефективне вилучення U(VI) з розчинів спостерігається лише в діапазоні pH = 3,0 ÷ 5,0, тобто в області існування катіонних форм досліджуваного радіонукліду, але в присутності нітратів лужних та лужноземельних елементів коефіцієнти розподілу U(VI) взагалі зменшуються.

Високу селективність до U(VI) виявляють аморфні сферично гранульовані фосфати титану, фосфатосилікати титану та титаносилікати, що можуть бути використані в іонообмінних колонках завдяки оптимальним розмірам зерен [28, 29]. Для фосфатів титану коефіцієнт розподілу вказаного екотоксиканту становить 656–4732 мл/г; для фосфатосилікатів титану — 488–8175 мл/г; для титаносилікатів — 697–4152 мл/г при pH ≈ 5,3, де U(VI) існує лише у вигляді позитивно заряджених форм.

Для очищення водних середовищ від U(VI) розроблено сорбент на основі нанопористого оксофосфату цирконію — $\text{Zr}_2\text{O}(\text{PO}_4)_2$ [30]. Вказаний сорбент показав високу сорбційну здатність по відношенню до урану при pH = 4,0–7,0. Однак встановлено, що сорбційна рівновага досягається лише через 48 год, а вилучення U(VI) з водних розчинів у середовищі атмосферного повітря (у відкритих системах), що містить CO_2 , суттєво зменшується при pH ≥ 7,0 внаслідок утворення розчинних аніонних карбонатних комплексів урану.

Ефективним для вилучення радіонуклідів є використання іонообмінних синтетичних смол [31], що забезпечують високі показники очищення, та мають підвищені сорбційні характеристики. Однак іонообмінні синтетичні смоли практично не поглинають колоїдні форми радіонуклідів та мають високу вартість в порівнянні з іншими сорбційними матеріалами.

Авторами [32] вивчено сорбційні властивості іонообмінних синтетичних смол марки Amberlite XAD-2, обробленої Cyanex 272, по відношенню до U(VI) в залежності від концентрації урану, кислотності середовища та часу вилучення. Максимальне вилучення U(VI) (99,7 %) відбувається при концентрації HNO_3 у водному розчині 10^{-3} М.

В роботі [33] показано, що при використанні іонообмінних синтетичних смол для очищення водних середовищ від ди- та трикарбонатуранільних комплексів вміст урану в очищеній воді не перевищує 1 мкг/дм³, що значно нижче ГДК (40 мкг/дм³).

Варто зазначити, що застосування іонообмінних матеріалів потребує їх регенерації, що може привести до зменшення обмінної ємності та вторинного забруднення навколишнього середовища.

До однієї з поширених груп аніонних неорганічних сорбентів належить клас шаруватих подвійних гідроксидів (ШПГ) або гідроталькітоподібних матеріалів (синтетичних аніонообмінних глин). Це сполуки наступного складу: $[(\text{Me}^{\text{II}})_{1-x}(\text{Me}^{\text{III}})_x(\text{OH})_2]_y + [(\text{A}^{n-})_{x/n} \cdot m\text{H}_2\text{O}]$, де Me^{II} та Me^{III} — катіони в ступенях окислення +2 та +3, відповідно, A^{n-} — практично будь-який аніон (органічний або неорганічний), n — валентність аніона, x — стехіометричний коефіцієнт, що означає мольне співвідношення $[\text{Me}^{\text{II}}]/[\text{Me}^{\text{III}}]$ (рис. 4) [34-37].

Зазначені неорганічні сорбційні матеріали, на відміну від природних та органічних іонообмінників, більш хімічно та радіаційно стійкі, до того ж мають невисоку вартість [34]. Можливість відносно легко контролювати при синтезі гомогенний розподіл катіонів у бруситоподібних шарах та аніонів у міжшаровому просторі сприяє цілеспрямованому варіюванню концентрації реакційних центрів у матриці сорбенту для підвищення селективності ШПГ.

Термообробка (кальцинація) вказаних шаруватих сорбентів при 350–500 °C викликає утворення однорідної суміші подвійних оксидів та підвищує їх сорбційну ємність за рахунок збільшення кількості активних основних центрів. При сорбції аніонів з водного розчину відбувається регенерація термообробленої структури ШПГ.

Авторами [38] для сорбції катіонних форм U(VI) запропоновано Mg/Al- та Zn/Al-ШПГ, що містять у міжшаровому просторі карбонат-аніони. Показано, що значні кількості хлоридів та сульфатів (15-50 г/дм³) практично не впливають на ступінь очищення води від U(VI) вказаними сорбентами, однак гідрокарбонати суттєво знижують вилучення U(VI).

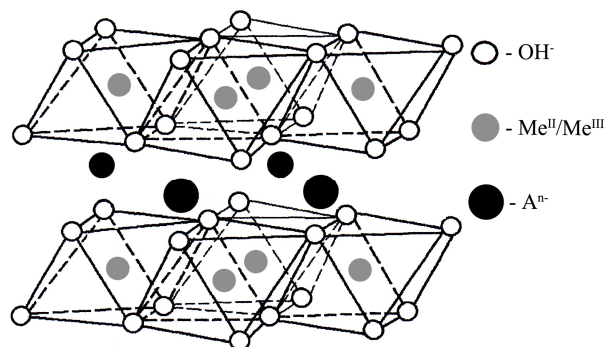


Рис. 4. Просторове схематичне зображення структури ШПГ з октаедричною кристалічною ґраткою [37], де Me^{II} та Me^{III} — катіони в ступенях окислення +2 та +3, відповідно, A^{n-} — практично будь-який аніон або аніонний комплекс.

Перспективними серед ШПГ є їх гібридні органо-неорганічні типи, що містять у міжшаровому просторі комплексоутворюючі аніони, які міцно зв'язують іони токсичних металів в комплексні сполуки [39, 40].

Досліджено сорбцію U(VI) та іонів інших токсичних металів на Mg/Al- та Mg/Nd-ШПГ з різними аніонами в міжшаровому просторі (ЕДТА, CO_3^{2-} , NO_3^- , OH^-) [41, 42]. Встановлено, що у присутності CO_3^{2-} у водному розчині в кількості $10^{-3} \div 5 \cdot 10^{-2}$ моль/дм³ карбонатні форми сорбентів практично не ефективні для вилучення U(VI). Для сорбента Mg/Al-ЕДТА коефіцієнти розподілу K_d для U(VI) складають 100–120 см³/г.

Автори [43] стверджують, що очищення водних розчинів від U(VI) за допомогою магнітного Mg/Al-ШПГ, інтеркальованого цитрат-іонами, пов'язане переважно з утворенням метал-цитратних комплексів у міжшаровому просторі зазначеного сорбційного матеріалу. Показано, що максимальне вилучення U(VI) з водних розчинів вказаним ШПГ відбувається при pH = 6,0 та становить 180 мг/г при вихідній концентрації 200 мг/дм³ і дозі сорбенту 0,05 г. При подальшому збільшенні величини pH сорбція U(VI) різко зменшується в результаті зростання частки негативно заряджених форм досліджуваного радіонукліду.

Останнім часом успішно зарекомендували себе при очищенні водних середовищ від U(VI) та інших іонів токсичних металів неорганічні сорбційні матеріали на основі Zn/Al-ШПГ, інтеркальованих етилендіамінтетраацетат- (Zn/Al-ЕДТА), гексаметилендіамінтетраацетат- (Zn/Al-ГМДТА) та диетилентриамінпентаацетат- (Zn/Al-ДТПА), а також гексацианоферат(II)-аніонами (Zn/Al-FeCN) [44-47]. Показано, що зазначені сорбенти є досить високоефективними для вилучення U(VI) з водних середовищ, незалежно від форм його знаходження у природних водах, на відміну від природного монтморилоніту, що вилучає лише катіонні форми уранілу (рис. 2, 5) [44, 47]. При вилученні U(VI) з водних середовищ з підвищеним вмістом карбонат-аніонів досягаються максимальні ступені очищення на Zn/Al-ЕДТА, у порівнянні з природним мінералом, модифікованим ПЕІ, де при зростанні концентрації карбонат-аніонів у водному розчині ступені очищення різко зменшуються (рис. 3) [16, 44].

Для порівняльної оцінки ефективності різних типів сорбентів проаналізовано вилучення U(VI) зазначеними матеріалами з стічної шахтної води складу [48], де вказаний радіонуклід знаходиться при pH $\approx$ 8 у вигляді форм, що мало сорбуються, переважно карбонатних. Як видно з рис. 5, застосування природного монтморилоніту неефективне для очищення досліджуваного водного середовища від U(VI) — ступінь очищення не перевищує

1% при дозі сорбенту 6 г/дм^3 , модифікування вказаного мінералу ПЕІ суттєво покращує поглинання токсиканту — ступінь очищення складає 69 %. В той же час при використанні Zn/Al-ЕДТА ступінь очищення стічної шахтної води від U(VI) становить 95 % вже при дозі сорбенту 1 г/дм^3 , а з підвищенням дози сорбентів до 6 г/дм^3 ефективність очищення води зростає та досягає 99 % для Zn/Al-ЕДТА, 93 % для Zn/Al-ГМДТА, 85 % для Zn/Al-FeCN [16, 17, 44, 47].

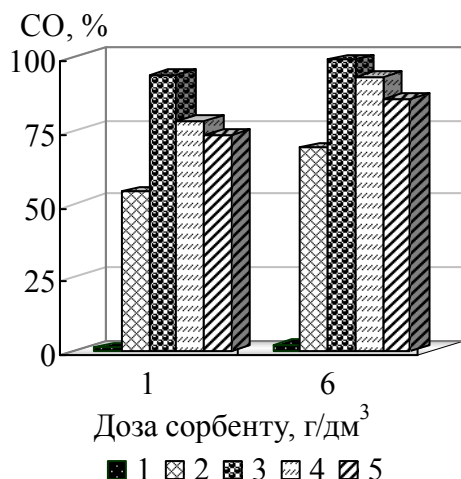


Рис. 5. Вплив дози сорбентів на ступінь вилучення U(VI) з стічної шахтної води: 1—монтмориллоніт та 2—монтмориллоніт ПЕІ [16, 17]; 3—Zn/Al-ЕДТА [44], 4—Zn/Al-ГМДТА [45], 5—Zn/Al-FeCN [47].

Основними перевагами застосування ШПГ у порівнянні з іншими сорбційними матеріалами є екологічність (відсутність забруднення від аніоніту — в водний розчин вивільняється лише CO_3^{2-}); легкість синтезу при низьких температурах; універсальність хімічного складу; хімічна, термічна та радіаційна стабільність, а також простота використання при технологічній експлуатації.

Висновки

Проведений аналіз наукової літератури показав, що вилучення U(VI) з водних середовищ залежить від багатьох факторів: форм знаходження урану (VI) та фізико-хімічних властивостей водних об'єктів довкілля. Сорбційний метод є перспективним при вилученні вказаного радіонукліду із забруднених водних середовищ, зокрема на стадії доочищення. Проте жоден наведений сорбційний матеріал, крім шаруватих подвійних гідроксидів, не дозволяє ефективно очищати природні водні середовища від аніонних форм урану (VI). Тому з метою поліпшення екологічної ситуації актуальним є розвиток високоефективних та селективних сорбційних матеріалів на основі різних форм шаруватих подвійних гідроксидів, призначених для вилучення екотоксикантів різної природи.

Список использованной литературы

1. Сиборг Г. Т. Химия актинидных элементов / Г. Т. Сиборг, Д. Д. Кац. — М.: Издательство главного управления по использованию атомной энергии при совете министров СССР, 1960. — 542 с.
2. Кобец С. А. Уран(VI) в природных водах: исследование форм нахождения / С. А. Кобец, Г. Н. Пшинко, Л. Н. Пузырная // Химия и технология воды. — 2012. — Т. 34, № 6. — С. 469–480.
3. Кузнецов Ю. В. Основы очистки воды от радиоактивных загрязнений / Ю. В. Кузнецов, В. Н. Щетковский, А. Г. Трусков. — М.: Атомиздат, 1974. — 360 с.
4. Мясоедова Г. В. Сорбционные материалы для извлечения радионуклидов из водных сред / Г. В. Мясоедова, В. А. Никашина // Рос. хим. ж. (Ж. Рос. хим. об-ва им. Д. И. Менделеева). — 2006. — Т. 1, № 5. — С. 55–63.
5. Barrer R. M. Zeolites and Clay Minerals as Sorbents and Molecular Sieves / R. M. Barrer. — London: Academic Press, 1978. — 497 P.
6. Тарасевич Ю. Природные сорбенты в процессах очистки воды / Ю. И. Тарасевич. — К.: Наукова думка, 1981. — 208 с.
7. Da Fonseca M. G. Removal of cadmium, zinc, manganese and chromium cations from aqueous solution by a clay mineral / M. G. da Fonseca, M. M. De Oliveira, L. N. H. Arakaki // J. Hazard. Mater. — 2006. — V. 137, № 1. — P. 288–292.
8. Borovec Z. The adsorption of uranyl species by fine clay / Z. Borovec // Chem. Geology. — 1981. — V. 32, № 1–4. — P. 45–58.
9. Кобец С. А. Влияние природной модификации глинистых компонентов почв на сорбционно-десорбционное поведение U(VI) и Ce(III) в окружающей среде: дис. канд. хим. наук: 21.06.01 / С. А. Кобец. — К., 2010. — 146 с.
10. Беркович С. Е. Особенности ионного обмена стронция на различных катионных формах природного клиноптилолита / С. Е. Беркович, В. А. Никашина // Неорг. материалы. — 1990. — Т. 26, № 5. — С. 1035–1037.
11. Can Ö. Batch and column studies on heavy metal removal using a local zeolitic tuff / Ö. Can, D. Balköse, S. Ülkü // Desalination. — 2010. — V. 259, № 1–3. — P. 17–21.
12. Никифоров А. С. Обезвреживание жидких радиоактивных отходов / А. С. Никифоров, В. С. Куличенко, М. И. Жихарев. — М.: Энергоатомиздат, 1985.

- 184 с.
13. Ковальчук И. А. Очистка природных и сточных вод от соединений урана (VI) и тория (IV): дис. канд. хим. наук: 21.06.01 / Ковальчук Ирина Андреевна. — К.: 2001. — 134 с.
 14. Camacho L. M. Uranium removal from groundwater by natural clinoptilolite zeolite: Effects of pH and initial feed concentration / L. M. Camacho, S. Deng, R. R. Parra. // *J. Hazard. Mater.* — 2010. — V. 175. — P. 393–398.
 15. Thorium and uranium uptake by natural zeolitic materials / P. Misaelides, A. Godelitsas, A. Filippidis et al. // *Sci. Total Environ.* — 1995. — V. 173–174. — P. 237–246.
 16. Пшинко Г. Н. Монтмориллонит, модифицированный полиэтиленiminaми — сорбент для извлечения U(VI) из сточных вод / Г. Н. Пшинко, Л. Н. Пузырная, А. А. Косоруков, В. В. Гончарук // *Радиохимия.* — 2010. — Т. 52, № 3. — С. 247–253.
 17. Пшинко Г. Н. Эффективные сорбенты для очистки урансодержащих вод / Г. Н. Пшинко, Л. Н. Пузырная, А. А. Косоруков // *Ядерна енергетика та довкілля.* — 2013. — № 2. — С. 35–42.
 18. Сравнительное исследование извлечения ионов тяжелых металлов из водных растворов монтмориллонитом, модифицированным полиэтиленiminaми / В. В. Гончарук, Л. Н. Пузырная, Г. Н. Пшинко и др. // *Химия и технология воды.* — 2011. — Т. 33, № 3. — С. 256–264.
 19. Adsorption of uranium (VI) from aqueous solution on calcined and acid-activated kaolin / G. Wang, X. Wang, X. Chai et al. // *Appl. Clay Sci.* — 2010. — V. 47. — P. 448–451.
 20. Aytas S. Adsorption characteristic of U(VI) ion onto thermally activated bentonite / S. Aytas, M. Yurtlu, R. Donat // *J. Hazard. Mater.* — 2009. — V. 172. — P. 667–674.
 21. Şimşek S. Uranium and lead adsorption onto bentonite and zeolite modified with polyacrylamidoxime / S. Şimşek, U. Ulusoy // *J. Radioanal. Nucl. Chem.* — 2012. — V. 292. — P. 41–51.
 22. Fu F. Removal of heavy metal ions from wastewaters: a review / F. Fu, Q. Wang // *J. Environ. Manag.* — 2011. — V. 92. — P. 407–418.
 23. Macaskie L. Microbially-Enhanced Chemisorption of Heavy Metals: A Method for the Bioremediation of Solutions Containing Long-Lived Isotopes of Neptunium and Plutonium / L. Macaskie, G. Basnakova // *Environ. Sci. Technol.* — 1998. — V. 32, № 1. — P. 184–187.
 24. Fowle D. A. Experimental Study of Uranyl Adsorption onto *Bacillus Subtilis* / D. A. Fowle, J. B. Fein, A. M. Martin // *Environ. Sci. Technol.* — 2000. — V. 34, № 17. — P. 3737–3741.
 25. Медведев В. П. Оценка сорбционной способности фитосорбентов нового поколения по отношению к урану / В. П. Медведев, Б. А. Величко, О. В. Лихачева // *Радиохимия.* — 2003. — Т. 45, № 6. — С. 549–552.
 26. Yi Z. Kinetic and equilibrium study of uranium(VI) adsorption by *Bacillus licheniformis* / Z. Yi, J. Yao // *J. Radioanal. Nucl. Chem.* — 2012. — V. 293. — P. 907–914.
 27. Лызлова Е. В. Изучение сорбции урана на неорганическом катионите — фосфате циркония / Е. В. Лызлова, В. А. Боровинский, Л. М. Рамазанов // *Радиохимия.* — 2001. — Т. 43, № 1. — С. 77–79.
 28. Сорбция урана титаносиликатными ионитами / В. В. Стрелко, Т. С. Псарева, О. И. Закутевский и др. // *Доповіді НАН України.* — 2005. — № 7. — С. 142–147.
 29. Псарева Т. С. Сорбция урана фосфатами и фосфоросиликатами титана / Т. С. Псарева, О. И. Закутевский, В. В. Стрелко // *Доповіді НАН України.* — 2003. — № 12. — С. 130–135.
 30. Synthesis of nanoporous zirconium oxophosphate and application for removal of U(VI) / W. Um, S. Mattigod, R. J. Serne et al. // *Water Res.* — 2007. — V. 41(15). — P. 3217–3226.
 31. Милютин В. В. Сорбционно-селективные характеристики неорганических сорбентов и ионообменных смол по отношению к цезию и стронцию / В. В. Милютин, В. М. Гелис, Р. А. Пензин // *Радиохимия.* — 1993. — Т. 35, № 3. — С. 76–82.
 32. Karve M. Sorption studies of U(VI) on Amberlite XAD-2 resin impregnated with Cyanex 272 / M. Karve, K. Pandey // *J. Radioanal. Nucl. Chem.* — 2012. — V. 293. — P. 783–787.
 33. Clifford D. Modifying ion exchange for combined removal of uranium and radium / D. Clifford, Z. Zhang // *J. Amer. Water Works Assoc.* — 1994. — V. 86, № 4. — P. 214–227.
 34. Cavani F. Hydrotalcite-type anionic clays: preparation, properties, and applications / F. Cavani, F. Trifiro, A. Vaccari // *Catal. Today.* — 1991. — V. 11. — P. 173–301.
 35. Handbook of Layered Materials / Edited by S. M. Auerbach, K. A. Carrado, P. K. Dutta. — New York: Marcel Dekker Inc., 2004. — 650 p.
 36. Miyata S. Physico-chemical properties of synthetic hydrotalcites in relation to composition / S. Miyata // *Clays Clay Miner.* — 28, № 1. — 1980. — P. 50–56.
 37. Воронцова О. А. Синтез и свойства железосодержащих слоистых гидроксидов / О. А. Воронцова, О. Е. Лебедева // *Научные ведомости.* — 2006. — № 3(23), вып. 4. — С. 24–30.
 38. Timoshenko T. G. Calcinated hydrotalcite — a sorbent for purifying uraniferous waters / T. G. Timoshenko, A. A. Kosorukov, G. N. Pshinko, V. V. Goncharuk // *J. Water Chem. and Technol.* — 2009. — V. 31, № 4. — P. 250–255.
 39. Kaneyoshi M. Formation of Mg/Al layered double hydroxides intercalated with nitrilotriacetate anions / M. Kaneyoshi, W. Jones // *J. Mater. Chem.* — 1999. — V. 9. — P. 805–811.
 40. Tarasov K. A. Solid state chelation of metals ions by ethylenediaminetetraacetate intercalated in a layered double hydroxide / K. A. Tarasov, D. O'Hare, V. P. Isupov // *Inorg. Chem.* — 2003. — V. 42. — P. 1119–1127.
 41. Кулюхин С. А. Сорбция U(VI) на слоистых двойных гидроксидах Mg, Al и Nd из водных растворов / С. А. Кулюхин, Е. П. Красавина, И. В. Гредина, Л. В. Мизина // *Радиохимия.* — 2010. — Т. 52, № 6. — С. 553–560.
 42. Влияние комплексообразующих лигандов на сорб-

- цию U(VI), ^{90}Sr и ^{90}Y из водных растворов на слоистых двойных гидроксидах Mg, Al и Nd / С. А. Кулюхин, Е. П. Красавина, И. А. Румер и др. // Радиохимия. — 2011. — Т. 53, № 5. — С. 427–431.
43. Removal of uranium(VI) from aqueous solutions by magnetic Mg–Al layered double hydroxide intercalated with citrate: Kinetic and thermodynamic investigation / X. Zhang, L. Ji, J. Wang et al. // Colloids Surf., A. — 2012. — V. 414. — P. 220–227.
44. Pshinko G. N. Layered double hydroxides intercalated with EDTA as effective sorbents for U(VI) recovery from wastewater / G. N. Pshinko, A. A. Kosorukov, L. N. Puzyrnaya, V. V. Goncharuk // Radiochemistry. — 2011. — V. 53, № 3. — P. 303–307.
45. Kosorukov A. A. Extraction of U(VI) from aqueous media by layer double hydroxides intercalated by chelating agents / A. A. Kosorukov, G. N. Pshinko, L. N. Puzyrnaya, S. A. Kobets // J. Water Chem. and Technol. — 2013. — V. 35, № 3. — P. 104–111.
46. Pshinko G. N. Recovery of U(VI) from aqueous media with layered double hydroxides of Zn and Al, intercalated with complexones / G. N. Pshinko, A. A. Kosorukov, L. N. Puzyrnaya, S. A. Kobets // Radiochemistry. — 2013. — V. 55, № 6. — P. 601–604.
47. Pshinko G. N. Removal of U(VI) from aqueous media layered double hydroxide of Zn and Al, intercalated with hexacyanoferrate(II) ions / G. N. Pshinko, L. N. Puzyrnaya, B. P. Yatsik, A. A. Kosorukov // Radiochemistry. — 2015. — V. 57, № 6. — P. 616–620.
48. Timoshenko T. G. Treatment of radioactively contaminated waters with an increased content of salts / T. G. Timoshenko, A. A. Bogolepov, G. N. Pshinko // J. Water Chem. and Technol. — 2009. — V. 31, № 1. — P. 46–52..

Отримано 24.04.2016

Реферати опублікованих статей / Summaries

УДК/UDC 621.039:629.039.58:504.06:504.064.36

С. В. Барбашев

Сучасний стан і напрямки діяльності щодо підвищення екологічної безпеки атомної енергетики

На основі аналізу екологічних проблем атомної енергетики, пов'язаних з різними факторами впливу на людину і природне середовище, виділені три групи завдань, вирішення яких сприятиме підвищенню екологічної безпеки атомної енергетики: підвищення рівня і ступеня інформативності відомостей про стан навколишнього середовища в районі розташування АЕС, організація і проведення робіт з превентивної готовності до аварійного реагування, створення і впровадження технологій надійного захоронення довгоживучих високоактивних радіоактивних відходів. Розглянуто сучасні підходи і тенденції, які вже почали реалізуватися або плануються для вирішення перерахованих вище завдань.

УДК/UDC 621.039

А. Ю. Погосов, О. В. Деревянко

Дополнительные технические возможности для совершенствования систем безопасности АЭС и снижения риска негативного влияния объектов ядерной энергетики на окружающую среду

Рассмотрены причины развития реактивной аварии в условиях полного электрообесточивания энергоблока АЭС с отказом механической части системы управления и защиты (СУЗ). Предложено использовать турбо-насосные агрегаты высокого давления с фрикционно-вихревым турбоприводом для обеспечения подачи раствора борной кислоты из гидромембранной системы аварийного охлаждения зоны (САОЗ) с использованием инвариантных к электроснабжению энергоносителей в условиях возможной аварии без потери теплоносителя. Показаны преимущества фрикционно-вихревых турбин по сравнению с лопаточными для использования их в качестве приводов насосов подпитки.

УДК/UDC 621.039:504.064.3

В. И. Витько, Л. И. Гончарова, Ю. Н. Жегулина, В. В. Карташев, Г. Д. Коваленко

Влияние Ровенской АЭС на объемную активность трития в реке Стырь

В статье приведены результаты исследований колебаний объемной активности трития в р. Стырь, обусловленные сбросами с Ровенской АЭС. Показано, что фоновая активность трития в р. Стырь может превышать почти в десять раз за счет сбросов с Ровенской АЭС. Установлено, что за счет неравномерности сбросов трития с РАЭС и колебаний водности р. Стырь, величины объемной активности трития в р. Стырь могут изменяться в достаточно широком диапазоне, что требует усовершенствования системы мониторинга трития, как при сбросе, так и непосредственно в воде р. Стырь. Результаты исследований показывают, что дозовые лимиты за счет критического вида водопользования в соответствии с НРБУ 97, при сбросе трития, не превышаются.

S.Barbashev

Current status and activities to improve environmental safety of nuclear power

Based on the analysis of environmental problems of nuclear energy, related to various factors impact on man and the environment, three groups of tasks which will help improve the environmental safety of nuclear energy: increase the level and degree of informativeness of the state of the environment in the vicinity of the NPP location, organization and work on preventive readiness for emergency response, development and implementation of technologies reliable burial of long-lived high-level radioactive waste. The modern approaches and trends that have already started or are planned to be realized to solve the problems listed above.

A.Yu. Pogosov, O.V. Derevianko.

Additional technical opportunities for improvement of NPP safety and reduce the risk of negative influence of nuclear power facilities on the environment

The reasons of reactivity accidents were considered in conditions of the complete electrical deenergizing of NPP's unit with the refusal of mechanical part of Control and safety system. It is proposed to use a high pressure turbopump units with friction-vortex turbine drive for supply of boric acid solution from the accumulator tank ECCS using invariant to electric power supply energy carriers in a possible accident without loss of coolant. The advantages of friction-vortex turbine over scapular for use as a feeding pump drives.

V. I. Vit'ko, L. I. Goncharova, Yu. N. Zhegulini, V. V. Kartashov, G. D. Kovalenko

Impact of the Rivne NPP on tritium volumetric activity in the Styr River

The article presents results of studies of fluctuations of tritium volumetric activity in the Styr caused by discharges from Rivne NPP. It is shown, that tritium background activity in the Styr River may be exceeded in tens times due to discharges from Rivno nuclear power plant. It is established that due to irregularity of tritium discharges from RNPP and fluctuations in the water level of the Styr, values of tritium volumetric activity in the river Styr may be in a fairly large range that requires improvement of the monitoring system of tritium, as at discharge, and directly in the Styr water. Results of studies shown, that dose limits due to the critical use in accordance with NRB 97, during tritium discharge, are not exceeded.

УДК/UDC 621.039.5

М. М. Ковецька, О. О. Кондратьєва, Ю. Ю. Ковецька,
О. В. Крачук, О. І. Скіцько, Т. В. Сорокіна

Режими погіршеного теплообміну при течії води надкритичного тиску в каналах з пучками стрижнів

Досліджено процеси теплообміну при течії води надкритичного тиску в тепловиділяючих збірках ядерних реакторів. Проаналізовано умови виникнення режимів погіршеного теплообміну. Виконано чисельне моделювання теплообміну при течії води надкритичного тиску в семістрижневій тепловиділяючій збірці з центральним стрижнем, що не обігрівается. У розглянутих умовах ($q/\rho w = 1,2$ кДж/кг) режим погіршеного теплообміну виникає локально в центральних комітках тепловиділяючої збірки між стрижнями, що обігріваяться, після досягнення критичного значення температури теплоносія. У цих комітках спостерігається різке зростання температури стінки тепловиділяючих елементів і сильна азимутальна нерівномірність тепловіддачі.

УДК/UDC (574.5:621.311.2)

О. О. Протасов, А. А. Силаєва, Т. М. Новосолова

Досвід багаторічного гідробіологічного моніторингу техноекосистем АЕС

Представлено результати досліджень гідробіологічного режиму водних об'єктів техноекосистеми Хмельницької АЕС, отриманих на підставі багаторічного моніторингу. Розглянуто позитивні і негативні сторони організації моніторингу. Обговорюються питання оптимізації гідробіологічного моніторингу, актуальність якого на АЕС України зростає у зв'язку з введенням вимог Водної рамкової Директиви (ВРД) ЄС у галузі водокористування і охорони навколишнього середовища..

УДК/UDC [574.52+574.58]:621.311.25

Т. І. Степанова, О. О. Протасов, А. А. Силаєва,
Т. М. Новосолова, Ю. Ф. Громова

Особливості гідробіологічного режиму техноекосистеми Хмельницької АЕС в умовах зниження рівня води

Приведені матеріали досліджень елементів гідробіологічного режиму техноекосистеми Хмельницької АЕС в умовах зниженого рівня води у водоймі-охолоджувачі в 2015 р. В результаті виконаних досліджень встановлено, що у водоймі-охолоджувачі і техноекосистемі АЕС в цілому не відбулося катастрофічних змін. Проте, в літторальній зоні відмічена значна смертність донних двостулкових молюсків, особливо в затоках і закритих мілководдях

УДК/UDC 539.12

В. А. Пшеничний, В. Н. Архипов, Л. В. Горбиц

Оценки мощности эквивалентной дозы компонент космического излучения и плотности их потоков в городе Киеве

Представлены результаты измерений в Киеве: на NaI (TI) детектор ($\varnothing 20 \times 12$ см) определено ионизирующий поток вторичного космического излучения и его годовую эквивалентную дозу в воздухе - $(0,022 \pm 0,002)$ част / (см²·с) и (232 ± 14) мкЗв/год, соответственно; с помощью дводетекторной системы с сци-

М. Kovetskaya, Е. Kondratieva, Yu. Kovetskaya,
А. Kravchuk, А. Skitsko, Т. Sorokina

Regime of degraded heat transfer in the flow of supercritical water in the channels with rod bundles

Heat transfer processes in water flow of supercritical pressure in the fuel assemblies of nuclear reactors were investigated. The conditions of degraded heat transfer were analyzed. Numerical simulation of heat transfer in water flow with supercritical pressure in fuel assembly with seven kernels and a central unheated core was carried out. In these conditions ($q/\rho w = 1,2$ kJ/kg) degraded heat transfer occurs locally in the central cells of the fuel assembly between heated kernels after reaching the critical temperature of coolant. In these cells sharp increase of temperature of walls of heat emitting elements and a strong azimuthally non-uniformity of the heat transfer coefficient were observed..

А. Protasov, А. Sylaeiva, Т. Novosolova

The experience of many years hydrobiological monitoring of NPP technoeccosystem

The results of hydrobiological regime researches of water bodies of Khmelnytsky NPP technoeccosystem obtained on the basis of long-term monitoring were represented. Positive and negative aspects of monitoring organizations were considered. Optimization issues of hydrobiological monitoring, the relevance of which is increasing at Ukrainian NPPs because of the introduction of requirements of EU Water Framework Directive in the field of water management and environmental protection are discussed

Т. Stepanova, А. Protasov, А. Silaeiva, Т. Novosolova,
Ju. Gromova.

Features of hydrobiological regime of Khmelnytsky NPP technoeccosystem under conditions of lowering of water level

The materials of research of hydrobiological regime elements of Khmelnytsky NPP technoeccosystem in conditions of low water level in the cooling pond in 2015 were presented. As a result of the executed researches It was found, that catastrophic changes in the cooling pond and NPP technoeccosystem in general not happened. However significant mortality of benthic bivalve mussels was marked in the littoral zone, especially in gulfs and closed shallow waters.

В. А. Pshenychniy, В. М. Arkhypov, Л. В. Gorbyts

The estimation of ambient doses of the cosmic ray components and their density fluxes in Kyiv

There are the results of the measurements in Kyiv (Ukraine). Using NaI(Tl)-detector ($\varnothing 20 \times 12$ cm) it has been determined the ionizing flux of the cosmic rays of $(0,022 \pm 0,002)$ particle/(cm²·s) and their annual absorbed dose in the air of (232 ± 14) μSv/y. Using the detector system with two NaI(Tl) scintillators ($\varnothing 7,3 \times 7,3$ cm) and a summing

нтилляторами NaI (Tl) ($\varnothing 7,3 \times 7,3$ см) и сумматора амплитуд сигналов от обоих детекторов оценен максимальную энергию мюонов — 400 ГэВ; используя три различных нейтронных детекторов, определены космический нейтронный поток и его годовую эквивалентную дозу — $(0,015 \pm 0,002)$ нейтр/(см²·с) и 39 мкЗв/год, соответственно.

УДК/UDC 504.054

В. В. Кротенко

Современное состояние преодоления последствий аварии на ЧАЭС

В статье проведен анализ последствий аварии на Чернобыльской атомной электростанции, представлена характеристика зон радиоактивного загрязнения, дана оценка распределения радионуклидов в разных объектах зоны отчуждения. Также в статье очерчены мероприятия, которые должны быть осуществлены в 2015-2019 годах в соответствии с «Общегосударственной программой снятия с эксплуатации Чернобыльской атомной электростанции и превращения объекта «Укрытие» в экологически безопасную систему».

УДК/UDC 621.651

Чжоу ХуйЮй

Об'ємні і поршневі насоси на АЕС та їх основні проблеми

У статті представлений аналіз використання поршневих насосів на АЕС. Показано причини, за якими їх використовують, умови їх роботи, а також основні проблеми, які їх супроводять..

УДК/UDC 536.79

О. В. Корольов

Коефіцієнт корисної дії та час

У роботі представлена гіпотеза зв'язку ефективності (ККД) процесів перетворення енергії з часом перетворення. Показано, що ці параметри пов'язані між собою зворотною залежністю. Представлені результати експерименту і оцінка ефективності енергетичного обладнання, що підтверджують висунуте в роботі припущення..

УДК/UDC 628.33:546.791

М. А. Кейміров, Г. М. Пшинко, Л. М. Пузырна, О. О. Косоруков, Б. П. Яцик

Очищения вод від сполук U(VI) із застосуванням магній-залізних шаруватих подвійних гідроксидів

Виконана оцінка ефективності синтетичних неорганічних сорбентів — магній-залізних шаруватих подвійних гідроксидів, для вилучення урану (VI) в широкій області рН водних середовищ з підвищеним солевмістом, в т.ч. гідрокарбонат-іонів. Показано, що сорбційна здатність зазначених матеріалів залежить від співвідношення катіонів у структурі їх бруситового шару. Встановлено, що найбільш селективною по відношенню до урану є карбонатна форма магній-залізного шаруватого подвійного гідроксиду з мольним співвідношенням $[Mg^{II}]/[Fe^{III}]$ в структурі бруситового шару 2:1.

УДК/UDC 544.723:546.791

Г. Н. Пшинко, Л. Н. Пузырная, Б. П. Яцик

Сорбционные материалы для очистки водных сред

block of the pulse-height signals of detectors has been evaluated as 400 GeV (the maximum muon energy). Using three various neutron detectors it has been determined the neutron flux of the cosmic rays of $(0,015 \pm 0,002)$ neutron/(cm²·s) and the annual ambient dose of 39 μ Sv/y.

V. V. Krotenko

Current status of to overcome ChNPP accident consequences

This article analyzes the consequences of the accident at the Chernobyl nuclear power plant, the characteristic zones of radioactive contamination, assess the distribution of radionuclides in different object of the zone of alienation. The article also outlines the actions that need to be implemented in 2015-2019, in accordance to the « National programme of removal from exploitation of Chernobyl nuclear power plant and transformation the object «Shelter» into ecologically save system».

Zhou Huiyu

Volumetric and piston pumps for nuclear power plants and their main problems

The analysis of use of piston pumps on the NPP is presented in article. The reasons for which they are used, conditions of their work, and also the main problems which accompany them are shown.

A. Korolev

Efficiency and time

The paper presents the hypothesis of effectiveness (efficiency) of energy conversion processes with conversion time communication. It is shown that these parameters are related inversely. Presents the experimental results and performance evaluation of energy equipment, put forward confirming the assumption..

M. A. Keymirov, G. N. Pshinko, L. N. Puzyrnaya, A. A. Kosorukov, B. P. Yatsyk

Water purification compounds of U(VI) with the use of magnesium-iron layered double hydroxides

It makes an assessment of the effectiveness of the synthetic inorganic sorbents — magnesium-iron layered double hydroxides, for the extraction of uranium (VI) in a wide range of pH of aqueous media with a high salt content, including bicarbonate ions. It is shown that the sorption capacity of these materials depends on the ratio of cations in the structure of brucite layer. Found that the most selective with respect to uranium of carbonate form is magnesium-iron layered double hydroxides of with a molar ratio $[Mg^{II}]/[Fe^{III}]$ brucite structure in layer 2:1.

G. N. Pshinko, L. N. Puzyrnaya, B. P. Yatsyk

Absorbent materials for the purification of aqueous

от урана (VI)

Приведены результаты анализа данных научной литературы о использовании сорбционных материалов для очистки водных сред от урана (VI). Рассмотрены основные типы сорбентов и механизмы извлечения урана. Показано, что слоистые двойные гидроксиды являются наиболее эффективными при сорбционной очистке вод от катионных и анионных форм урана (VI).

media from the uranium (VI)

The results of the analysis of the scientific literature data on the use of sorption materials for the purification of aqueous media from the uranium (VI). The main types of sorbents and retrieval mechanisms specified radionuclide. It is shown that layered double hydroxides are the most efficient in the sorption purification of water from cationic and anionic forms of uranium (VI).

ПРАВИЛА ДЛЯ АВТОРІВ

1. Рукопис статті українською, російською або англійською мовами подається до журналу у вигляді твердої копії з підписами всіх авторів на останній сторінці, а також електронної версії (на електронному носії або електронною поштою).
2. Послідовність оформлення: ініціали та прізвища авторів; назва статті; назви організацій, де виконувалась робота; анотація, ключові слова; текст статті, літературні посилання. Стаття має містити УДК. Крім того, на окремій сторінці надається така інформація: ініціали та прізвища авторів, назва статті, назви організацій, анотація та ключові слова англійською, українською та російською мовами; телефони та адреси електронної пошти авторів.
Додатково до тексту статті (окремо від тексту — окремим файлом) подаються ілюстративні та графічні матеріали.
3. Загальний обсяг статті разом з графічними матеріалами не повинен перевищувати 18 сторінок формату А4. На одній сторінці може бути не більше як 30 рядків та до 60 знаків (з урахуванням розділових знаків і проміжків між словами) у кожному рядку. Розмір шрифту підготовленого на комп'ютері матеріалу — 14; міжрядковий інтервал — 1,5; розміри полів (мм): зліва — 30, справа — 10, зверху — 20, знизу — 25.
4. Текст набирається шрифтом TimesNewRoman у редакторі Microsoft Word. Графічний матеріал (у режимі "чорно-білий" або "відтінки сірого") подається у форматі EPS, TIFF або JPG-файлів з густиною точок на дюйм 300—600 dpi. Ілюстративні матеріали, що були створені за допомогою панелі WordArt редактора Microsoft Word, подаються окремо у форматі DOC-файлів.
5. Статті, які є результатами робіт, проведених в організаціях, повинні мати супровідний документ від цих організацій.
6. Разом зі статтею до редакції журналу має бути поданий документ про можливість відкритої публікації матеріалів.
7. Скорочення слів, словосполучень, назв, термінів, за винятком загальноприйнятих, можливе тільки у разі їх розтлумачення при першому згадуванні в тексті.
8. Зміст наукових статей будується за загальноприйнятою структурою:
вступ — проблема, ціль, постановка задачі, її актуальність, аналітичний огляд останніх досліджень й публікацій з даної проблеми, опис головної ідеї даної публікації;
викладення основного змісту проведеного дослідження — головна частина статті, де висвітлюються основні положення дослідження, програма і методика експерименту, отримані результати та їх обґрунтування, виявлені закономірності, аналіз результатів;
висновки — основні підсумки, рекомендації, значення для теорії й практики, перспективи подальших досліджень;
список використаної літератури — перелік літературних джерел, на які є посилання в тексті статті: вказати авторів та назву твору, місце публікації (для книжки — місто та видавництво, для статті — назву збірника чи журналу, його номер та / або випуск), рік публікації, загальну кількість сторінок для книжки або сторінки, на яких надруковано статтю.
9. Виплата авторського гонорару не передбачається.
10. Матеріали, що надійшли до редакції, авторам не повертаються.