

УДК [504.064.3:574](549.3)

**КОМПЛЕКСНЫЙ РАДИАЦИОННО-ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ  
ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ  
В РЕГИОНЕ РАЗМЕЩЕНИЯ АЭС «РУППУР»  
(НАРОДНАЯ РЕСПУБЛИКА БАНГЛАДЕШ)\***

© 2020 г. Р. А. Микаилова<sup>1</sup>, Д. Н. Курбаков<sup>1</sup>, Е. В. Сидорова<sup>1</sup>, И. В. Гешель<sup>1</sup>,  
Н. В. Андреева<sup>1</sup>, Ю. В. Сорокин<sup>2</sup>, А. В. Панов<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Всероссийский научно-исследовательский институт радиологии и агроэкологии,  
Обнинск, Российская Федерация

<sup>2</sup>Всероссийский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства и океанографии,  
Москва, Российская Федерация  
E-mail: [riar@mail.ru](mailto:riar@mail.ru)

Поступила в редакцию 05.02.2020; после доработки 25.06.2020;  
принята к публикации 21.09.2020; опубликована онлайн 30.09.2020.

Представлен опыт создания и ведения системы радиационно-экологического мониторинга водных экосистем в регионе АЭС «Руппур» (Бангладеш). Компоненты водных экосистем в зоне влияния АЭС являются как наиболее информативными для определения состояния окружающей среды, так и важными с точки зрения ведения хозяйственной деятельности. Именно поэтому оценка и прогнозирование качества водных экосистем в районе АЭС — актуальная проблема для обеспечения радиационной и экологической безопасности. Разработана детализированная программа мониторинга; выбраны пункты наблюдения за состоянием поверхностных и подземных вод на разном расстоянии от АЭС «Руппур»; определены объекты мониторинга (вода, донные отложения, высшая водная растительность, рыба), перечень исследуемых параметров, регламент наблюдений, а также методы и нормативно-техническое обеспечение. В числе контролируемых показателей рассмотрены: физико-химические характеристики воды и донных отложений; радионуклидный состав компонентов водных экосистем, включающий природные (<sup>40</sup>K, <sup>226</sup>Ra, <sup>232</sup>Th) и техногенные (<sup>90</sup>Sr, <sup>137</sup>Cs, <sup>3</sup>H) радионуклиды; содержание 19 тяжёлых металлов, а также химических загрязнителей. Мониторинговые исследования проведены в 2014–2017 гг. на фоновом уровне и на этапе строительства АЭС «Руппур» с учётом климатических особенностей региона в различные периоды года. Радионуклиды в объектах окружающей среды определены методами спектрометрии и радиохимии, тяжёлые металлы — атомно-абсорбционным и плазменно-эмиссионным методами анализа. Установлено, что высшая водная растительность в реке Падма (Ганг) встречается не во все сезоны. В декабре она фактически отсутствует; максимальное видовое разнообразие отмечено в июне. Выделены различия между поверхностными и подземными водами в регионе АЭС «Руппур» по ряду физико-химических характеристик. Показатели общей минерализации и жёсткости в питьевой воде выше, чем в поверхностной, в 2–3 раза, что обусловлено составом вод р. Падма, основа которых — талые воды ледников гор и дождевая вода. Содержание в поверхностных и подземных водах органических загрязнителей ниже или на уровне порога их обнаружения приборами (бензпирен — менее 0,01 мкг·л<sup>-1</sup>; фенолы — 1,3–3,5 мкг·л<sup>-1</sup>; нефтепродукты — 0,01–0,043 мг·л<sup>-1</sup>). Объёмная активность в водах р. Падма <sup>137</sup>Cs за весь период наблюдений не превышала 0,18 Бк·л<sup>-1</sup>

\* Материалы статьи были представлены на Чтениях памяти академика Г. Г. Поликарпова «Радиоэкология: успехи и перспективы» (Севастополь, ИнБИОМ, 2019 г.).

при среднем значении  $0,07 \text{ Бк}\cdot\text{л}^{-1}$ . Содержание  $^{90}\text{Sr}$  было в диапазоне  $0,02\text{--}0,12 \text{ Бк}\cdot\text{л}^{-1}$ , а  $^3\text{H}$  — в пределах  $0,8\text{--}2,1 \text{ Бк}\cdot\text{л}^{-1}$ . Средняя удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  в донных отложениях варьировала в диапазоне  $0,5\text{--}1,8 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ , а  $^{137}\text{Cs}$  —  $0,8\text{--}2,1 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ . Удельная активность  $^3\text{H}$  в донных отложениях составляла менее  $3 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ , за исключением трёх проб в 2017 г. ( $12\text{--}30 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ ), что обусловлено, по всей видимости, локальным загрязнением. Удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  в высшей водной растительности была на уровне  $0,4\text{--}3,9 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ , а  $^{137}\text{Cs}$  —  $0,4\text{--}1,0 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ . В питьевой воде объёмная активность нормируемых радионуклидов колебалась в следующих диапазонах:  $^{137}\text{Cs}$  —  $0,03\text{--}0,27 \text{ Бк}\cdot\text{л}^{-1}$ , что в 40 раз ниже уровня вмешательства по НРБ-99/2009;  $^{90}\text{Sr}$  —  $0,01\text{--}0,16 \text{ Бк}\cdot\text{л}^{-1}$  (в 30 раз ниже норматива);  $^3\text{H}$  —  $0,4\text{--}1,2 \text{ Бк}\cdot\text{л}^{-1}$  (более чем в 6 тыс. раз ниже уровня вмешательства). Удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  в рыбе варьировалась в диапазоне  $0,02\text{--}1,6 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ , что в 60 раз ниже российских и международных стандартов. Содержание  $^{137}\text{Cs}$  в рыбе было в пределах  $0,26\text{--}0,3 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ , что в 400 раз ниже российских нормативов и более чем в 3 тыс. раз — международных. Анализ данных наблюдений за уровнями загрязнения тяжёлыми металлами компонентов водных экосистем в регионе АЭС «Руппур» показал, что по ряду элементов зарегистрированы их повышенные концентрации, большая часть которых относится к сезону муссонов. Так, в поверхностных водах р. Падма отмечено периодическое увеличение содержания As, Cd, Mn, Al, а в донных отложениях — As, Cd, Ni, Co, Zn, что связано с антропогенным влиянием и с усиленным стоком загрязняющих веществ в период муссонных дождей. В питьевой воде 30-километровой зоны АЭС «Руппур» зафиксированы периодические повышенные концентрации As и Mn, а в отдельных пробах — Fe и Al, что может быть обусловлено как природными особенностями региона (относительно высокое содержание As в водоносных горизонтах), так и состоянием систем водоснабжения. Заложённая сеть радиационно-экологического мониторинга водных экосистем позволяет регистрировать изменение ситуации в регионе размещения АЭС «Руппур» и выявлять влияние работы атомной электростанции на человека и окружающую среду.

**Ключевые слова:** Бангладеш, АЭС «Руппур», водные ресурсы, пресноводные экосистемы, река Падма, питьевая вода, радиоэкологический мониторинг, радионуклиды, тяжёлые металлы, химическое загрязнение

На основе соглашения 2011 г. между Российской Федерацией и Народной Республикой Бангладеш Госкорпорация «Росатом» начала в 2017 г. строительство АЭС «Руппур» с двумя энергоблоками ВВЭР-1200. Проект реализуют в рамках развития ядерно-энергетической программы Бангладеш в соответствии с рекомендациями и под контролем МАГАТЭ [24]. Площадка АЭС «Руппур» находится на северном берегу реки Падма (Ганг), в 20 км к востоку от города Пабна, на расстоянии 160 км на северо-запад от г. Дакка (столица Бангладеш), в 300 км по течению рек Падма и Мегхна до Бенгальского залива Индийского океана. Падма является одной из самых полноводных и длинных рек в Южной Азии. Площадь бассейна —  $1060 \text{ тыс. км}^2$ ; среднее количество воды, выносимой рекой в Бенгальский залив, оценивают в  $12 \text{ тыс. м}^3\cdot\text{с}^{-1}$ . Всё это говорит о важности влияния р. Падма на экологию Бенгальского залива и Индийского океана в целом.

Потенциально опасным фактором, воздействующим на человека и биоту, включая пресноводные и морские организмы, при использовании атомной энергии является радиоактивность. Оценить и минимизировать возможное негативное влияние АЭС на живые организмы можно только на основе регулярных наблюдений за состоянием окружающей среды в регионе размещения атомной электростанции, организовав систему радиационно-экологического мониторинга. Такая система направлена в большей степени на обеспечение радиационной безопасности человека и биоты, т. е. имеет две составляющие — санитарно-гигиеническую, связанную с охраной здоровья персонала объекта и населения, и природоохранную. При этом контролю подлежат и другие виды опасности: химическое загрязнение, выделение тепла, электромагнитное излучение, уровень шума и т. д.

Жизненный цикл АЭС от фазы строительства до вывода из эксплуатации составляет более 50 лет, поэтому создание системы радиационно-экологического мониторинга на атомных электростанциях начинается ещё на стадии проектирования, при подготовке материалов

по обоснованию инвестиций и по оценке воздействия на окружающую среду в рамках инженерно-экологических изысканий [1 ; 2 ; 3]. Проведение радиационно-экологического мониторинга до начала строительства АЭС позволяет оценить состояние всех экосистем и дозовые нагрузки на человека и биоту на уровне фона (так называемый нулевой уровень). Это очень важный этап: он создаёт информационный базис для дальнейшего анализа влияния АЭС на окружающую среду и человека в период строительства и эксплуатации объекта. При оценке такого воздействия необходимо учитывать существующее на момент строительства атомной электростанции техногенное загрязнение окружающей среды от действующих промышленных предприятий в регионе размещения АЭС. Состав и количество радионуклидов, поступающих в наземные и водные экосистемы за счёт выбросов и сбросов станции, строго регламентированы, однако эти поллютанты могут в итоге попасть в организм человека по пищевым цепям и путём непосредственного контакта со средой. Таким образом, знание путей распространения как техногенных, так и естественных радионуклидов имеет большое значение для обеспечения радиационной безопасности населения [34].

Как густонаселённая страна (1,2 тыс. чел.·км<sup>-2</sup>), Бангладеш сильно зависит от наличия водных ресурсов, их региональной и сезонной доступности, качества поверхностных и грунтовых вод. На все эти факторы сильное влияние оказывают особенности муссонного климата и физιοграфия страны. В восточной части Бангладеш ежегодно выпадает около 3 тыс. мм осадков, в то время как в западной — лишь половина от этого количества. Около 80 % осадков приходится на 5 дождливых месяцев во время муссона. Большой объём воды (около 70 %) расходуется населением на орошение. Кроме сельского хозяйства, вода используется в хозяйственно-бытовом и коммунальном водоснабжении, промышленности, рыбном промысле, судоходстве. Водопользование в стране в значительной степени зависит от запаса грунтовых вод (65–70 % от общей площади орошения в 7,5 млн га обеспечено грунтовыми водами). Управление по делам водоснабжения и канализации г. Дакка (Dhaka Water Supply & Sewerage Authority) вырабатывает 2,1 млн л воды в сутки для 12,5 млн горожан столицы Бангладеш, при этом 87,7 % объёма воды обеспечивают подземные воды, а оставшееся количество — поверхностные. Система подземных вод Бангладеш находится под угрозой из-за наличия в них природного мышьяка в ряде регионов страны, засоления мелких водоносных слоёв в прибрежных зонах и снижения уровня грунтовых вод вследствие нерационального водозабора [30].

Водный режим в бассейне р. Падма, которая является основным источником охлаждения реакторов строящейся АЭС «Руппур», не одинаков в течение сезона дождей и вне его. Так, в створе Фаракка среднегодовой расход р. Падма составляет 12,1 тыс. м<sup>3</sup>·с<sup>-1</sup>, а объём стока — 382,1 тыс. м<sup>3</sup>. Средний расход с июня по октябрь — 24,5 тыс. м<sup>3</sup>·с<sup>-1</sup>, а с января по май — всего 2,2 тыс. м<sup>3</sup>·с<sup>-1</sup>. Из общего годового стока 80 % приходится на период муссонов [35]. Между тем исследования разными авторами динамики уловов рыб в среднем и нижнем течении р. Падма не имеют единства данных, что связано с миграцией ихтиофауны, приуроченной, в частности, к водному режиму реки. Компоненты водных экосистем в регионе размещения АЭС «Руппур» являются, с одной стороны, одними из самых информативных для определения состояния окружающей среды, а с другой — одними из самых важных с точки зрения ведения хозяйственной деятельности. Именно поэтому актуальна проблема анализа и прогнозирования их качества, в связи с чем радиационно-экологический мониторинг водных экосистем является обязательным элементом комплексной оценки влияния АЭС на окружающую среду.

Цель данной работы — представить опыт по созданию и ведению системы радиационно-экологического мониторинга водных экосистем в регионе размещения АЭС «Руппур» (Народная Республика Бангладеш).

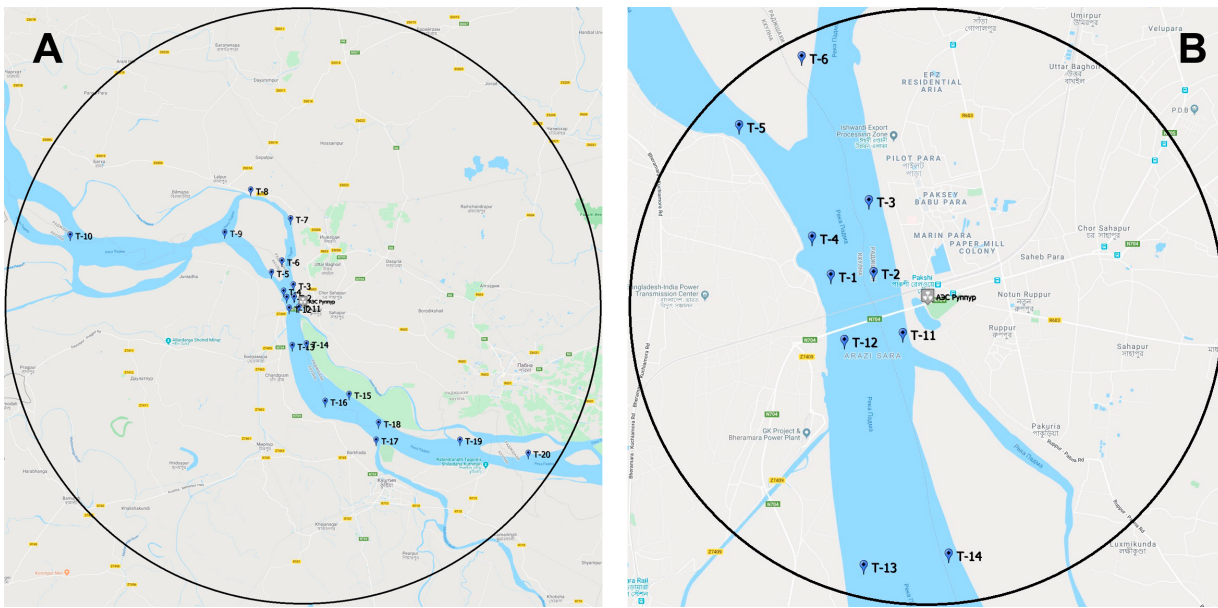
## МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

На первом этапе исследований была разработана детализированная программа радиационно-экологического мониторинга водных экосистем в зоне воздействия АЭС «Руппур» в соответствии с требованиями [1 ; 2]. Основы программы — комплексность наблюдений, согласованность сроков их проведения с характерными гидрологическими и гидробиологическими фазами, а также определение показателей, которые идентифицируют качество воды, состояние гидробиоценоза и состав донных отложений и обеспечивают необходимую точность и воспроизводимость результатов. Выбор пунктов наблюдения за состоянием поверхностных и подземных вод проводили с учётом результатов рекогносцировочного обследования в 2014 г. водных экосистем в районе размещения АЭС «Руппур» и анализа фондовых данных о физико-географических и морфометрических характеристиках водных объектов, о загрязнённости (радионуклидами и тяжёлыми металлами) поверхностных вод, донных отложений и водных организмов, а также о санитарно-гигиенических показателях качества питьевой воды.

Объектами исследования поверхностных вод стали участок р. Падма и другие водотоки в пределах 30-км зоны влияния АЭС «Руппур». Эти объекты рассмотрены в качестве референтных, т. е. в наибольшей степени подверженных возможному негативному воздействию со стороны АЭС. Для определения содержания загрязняющих веществ (радионуклиды и тяжёлые металлы) в компонентах водных экосистем была создана сеть пунктов отбора проб воды, донных отложений, высшей водной растительности, ихтиофауны. Эти пункты включали створы наблюдений, расположенные в радиусе 30 км от места размещения АЭС «Руппур». Выделенную территорию условно разделили на три зоны с разной степенью пространственной обеспеченности. Наиболее часто створы наблюдений устанавливали в зоне с радиусом 5 км от АЭС. Меньшее количество створов выбрали на территории с радиусом до 10 км, приняв в расчёт имеющиеся антропогенные источники поступления загрязняющих веществ. Фоновые створы (для АЭС) установили по краям 30-км зоны. Пробы компонентов водных экосистем, отбираемые выше АЭС «Руппур», характеризуют условно-фоновое состояние водного объекта. Пробы, отбираемые в нижних створах, позволяют судить о характере и степени изменения состава речных вод под действием сбросов и стоков атомной станции. Пункты отбора проб размещали с учётом геоморфологии береговой линии на расстоянии 3–5 м от обоих берегов и на стрежне с географической привязкой координат местности. Принимая во внимание изменения русла реки в течение года (в связи с разным гидрологическим режимом) и во времени, местá точек отбора проб подвергали некоторой корректировке. Пункты отбора проб донных отложений, высшей водной растительности и поверхностных вод совпадали, и у нас была возможность комплексно сравнить содержание изучаемого загрязнителя в компонентах водных экосистем.

Таким образом, на р. Падма были установлены 11 створов, на которых отбирали компоненты водных экосистем: I створ — в 25,5 км на северо-запад от площадки АЭС (фиксация фоновых значений); II — в 11 км на северо-запад выше площадки; III — в 5,5 км на северо-запад выше площадки; IV — в 3 км на северо-запад выше площадки; V — в 2,2 км на запад выше площадки; VI — в 0,5 км на запад от площадки; VII — в 4,5 км на юго-юго-восток ниже площадки; VIII — в 10 км на юго-юго-восток ниже площадки; IX — в 14,5 км на юго-восток ниже площадки; X — в 20,5 км на юго-восток ниже площадки; XI створ — в 26,5 км на юго-восток ниже площадки (рис. 1).

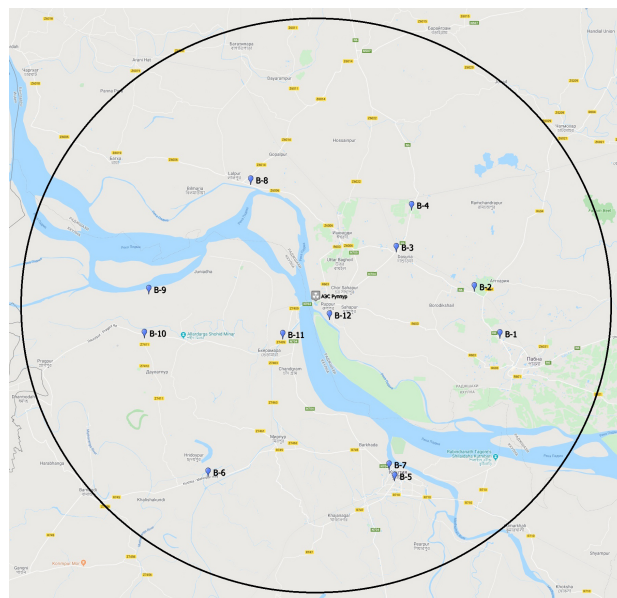
Пробы воды отбирали батометром Нискина. Находящуюся в воде взвесь отделяли при помощи установки с фильтрами для частиц крупнее 0,5 мкм. Анализ проб осуществляли раздельно для взвеси и фильтрата. Объём проб воды для изучения гамма-излучающих радионуклидов и трития, а также для радиохимических исследований радионуклидов и тяжёлых металлов определяли применяемыми методиками подготовки проб и измерений. Пробы донных отложений отбирали дночерпателем бентосным ДЧ-0.025; масса одной пробы



**Рис. 1.** Карта-схема сети радиационно-экологического мониторинга водных экосистем в регионе размещения АЭС «Руппур»: А — 30-км зона; В — 5-км зона (Т — контрольная точка)

**Fig. 1.** Schematic map of radioecological monitoring network of freshwater ecosystems in the vicinity of Rooppur NPP: А – 30-km zone; В – 5-km zone (Т indicates control point)

(воздушно-сухая масса) — не менее 0,3 кг. Пробы ихтиофауны и высшей водной растительности отбирали с описанием видов. Воздушно-сухой вес проб высшей водной растительности составлял не менее 0,2 кг, а ихтиофауны — 0,5–3,0 кг (сырой вес). Пробы подземных вод, используемых местными жителями для питьевых и хозяйственных нужд, отбирали в населённых пунктах 30-км зоны влияния АЭС «Руппур» на разных направлениях и расстоянии от электростанции из колонок, скважин, водопровода и колодцев (рис. 2).



**Рис. 2.** Карта-схема сети радиационно-экологического мониторинга подземных (питьевых) вод в регионе размещения АЭС «Руппур»

**Fig. 2.** Schematic map of radioecological monitoring network of groundwater (drinking water) in the vicinity of Rooppur NPP

Существенные сезонные отличия по климатическим характеристикам (период муссонных дождей с мая по сентябрь; засушливые декабрь — март) в значительной степени влияют на режим водных экосистем в регионе АЭС «Руппур». Так, уровень воды в р. Падма поднимается во время муссонов на 6–8 м, а зимой снижается до минимума, поэтому отбор проб компонентов водных экосистем в зоне наблюдения АЭС «Руппур» проводили в различные периоды года: август (2014), апрель (2015), декабрь (2016) и июнь (2017). Если в точке отбора проб воды на р. Падма были зафиксированы глубины более 5 м, то отбирали пробы поверхностной и придонной воды (табл. 1).

**Таблица 1.** Количество проб компонентов водных экосистем, отобранных в регионе АЭС «Руппур» в 2014–2017 гг.

**Table 1.** Number of samples of components of freshwater ecosystems taken in the vicinity of Rooppur NPP in 2014–2017

Компонент водной экосистемы	Период отбора проб			
	21–28 августа 2014 г.	03–09 апреля 2015 г.	02–07 декабря 2016 г.	04–09 июня 2017 г.
Поверхностные воды р. Падма	22	20	20	23
Донные отложения р. Падма	20	20	20	20
Высшая водная растительность р. Падма	3	4	1	19
Рыба р. Падма	–	–	6	14
Подземная (питьевая) вода	3	–	6	3

Высшая водная растительность отмечена не во все периоды отбора проб. Так, в декабре она фактически отсутствовала. Максимальное видовое разнообразие зарегистрировано в июне. Пробы ихтиофауны отбирали только в 2016–2017 гг. в связи с тем, что в первые годы создания сети радиационно-экологического мониторинга в регионе размещения АЭС «Руппур» акцент в исследованиях был сделан на оценку рационов питания местного населения продуктами, полученными с наземных (аграрных) экосистем.

Отбор проб компонентов водных экосистем, их подготовку к измерениям и непосредственно измерения проводили согласно разработанному регламенту (табл. 2) по аттестованным методикам в аккредитованных лабораториях ФГБНУ «Всероссийский научно-исследовательский институт радиологии и агроэкологии»: на радионуклиды — в испытательной лаборатории радиационного контроля (аттестат аккредитации RA.RU.21AD81); на тяжёлые металлы и физико-химические показатели — в испытательной лаборатории (аттестат аккредитации RA.RU.513078).

Для оценки содержания радионуклидов в объектах окружающей среды использовали: низкофоновый гамма-спектрометрический комплекс с детектором ДКДК-100В; радиометр альфа- и бета-излучения спектрометрического типа Quantulus 1220; жидкосцинтилляционный спектрометр Tri-Carb 4810TR; спектрометр энергии гамма-излучения ГАММА-1П на два измерительных тракта с полупроводниковыми детекторами из особо чистого германия (EG&G ORTEC, США); многоканальный анализатор Desktop InSpector 1270 на базе полупроводникового детектора из особо чистого германия (Canberra Industries, Inc., США); спектрометр энергии гамма-излучения Accuspec с полупроводниковым детектором из особо чистого германия на базе криостата интегрального типа (Canberra Industries, Inc., США). Относительная погрешность измерения активности радионуклидов составляла 6–35 % в зависимости от используемого прибора и метода измерения.

**Таблица 2.** Регламент радиационно-экологического мониторинга водных экосистем в зоне воздействия АЭС «Руппур»**Table 2.** Regulations of radioecological monitoring of freshwater ecosystems in the vicinity of Rooppur NPP

Компонент водной экосистемы	Периодичность отбора	Определяемые загрязнители		
		Радионуклиды	Тяжёлые металлы	Органические вещества
Вода поверхностная, подземная	1 раз в сезон (4 раза в год)	$^{40}\text{K}$ , $^{226}\text{Ra}$ , $^{232}\text{Th}$ , $^3\text{H}$ , $^{90}\text{Sr}$ , $^{137}\text{Cs}$	As, Hg, Cd, Ni, Co, Sr, Zn, Cu, Cr, Mn, Fe, Al	бензпирен, фенолы, нефтепродукты, хлорорганические пестициды, полихлорированные бифенилы
Донные отложения	1 раз в год		As, Hg, Cd, Ni, Co, Zn, Cu, Cr, Mn, Pb, Fe, Al	
Высшая водная растительность	1 раз в год	$^3\text{H}$ , $^{90}\text{Sr}$ , $^{137}\text{Cs}$	As, Hg, Cd, Ni, Co, Zn, Cu, Cr, Mn, Pb, Fe, Al,	–
Рыба	1 раз в год		Sr, Se, Mo, Sb, V, Li, Cs	

Тяжёлые металлы в объектах окружающей среды определяли атомно-абсорбционным и плазменно-эмиссионным методами. Для измерений использовали аксиальный атомно-эмиссионный (оптический) спектрометр с атомизацией проб в индуктивно-связанной плазме Liberty II (Varian, Австралия — США), а также спектрометр «КВАНТ.З.ЭТА-1» с приставкой ГРГ-3. Для подготовки образцов к измерениям применены методы как сухого, так и мокрого озоления с помощью микроволновой системы MARS-5 (СЕМ, США).

Органические загрязнители определяли флуориметрическим методом на анализаторе жидкости «Флюорат-02» по следующим методикам и нормативно-методическим документам: бензпирен — ISO 28540-2011, фенолы — ПНД Ф 14.1:2:4.182-02 (издание 2010 г.), нефтепродукты — ПНД Ф 14.1:2:4.128-98 (издание 2012 г.).

Оценку качества компонентов водных экосистем осуществляли, сопоставляя результаты измерений с данными нормативных документов в области радиационной и экологической безопасности, а также с кларковым содержанием токсикантов или с региональным фоном, который устанавливали по литературным данным.

### РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

При отборе проб поверхностных и подземных вод в регионе АЭС «Руппур» определяли их физико-химические показатели многопараметрическим прибором оценки качества воды U-52 (табл. 3).

Средняя температура воды в р. Падма с апреля по август варьировала в пределах +28...+30 °С; минимальным значение было в декабре (+24 °С). Водородный показатель (рН) поверхностных вод находился в среднем на уровне 7,5–8,5. Окислительно-восстановительный потенциал воды р. Падма составлял 149–158 мВ. Удельная электропроводность водных проб была на уровне 0,30–0,37 мкСм·см<sup>-1</sup>. Средние показатели мутности воды р. Падма в период небольшого количества осадков составляли 92–93 ЕМФ; в период муссонов (август) они существенно повышались (до 335 ЕМФ) из-за большого стока почвы в реку с дождевыми водами. Содержание растворённого кислорода в поверхностной воде колебалось в пределах 11–13 мг·л<sup>-1</sup>. Взвешенные вещества в пробах воды находились в диапазоне 13–43 мг·л<sup>-1</sup>, а общая минерализация (сухой остаток) составляла 130–195 мг·л<sup>-1</sup>. Общая жёсткость воды р. Падма колебалась в пределах 4,0–5,5 ммоль·л<sup>-1</sup>.

**Таблица 3.** Физико-химические показатели поверхностных и подземных вод в регионе АЭС «Руппур» в момент отбора проб (числитель — среднее; знаменатель — мин.–макс.)**Table 3.** Physical and chemical indicators of surface water and groundwater in the vicinity of Rooppur NPP at sampling time (numerator is the mean; denominator is min.–max.)

Показатель	Период отбора проб			
	Август 2014 г.	Апрель 2015 г.	Декабрь 2016 г.	Июнь 2017 г.
Поверхностная вода				
Температура, °С	$\frac{27,9}{27,0-29,0}$	$\frac{28,8}{27,9-30,1}$	$\frac{24,2}{23,4-24,8}$	$\frac{29,8}{29,0-31,0}$
Водородный показатель (рН)	$\frac{7,5}{7,2-8,2}$	$\frac{8,5}{7,2-9,5}$	$\frac{8,1}{7,4-8,5}$	$\frac{8,1}{7,8-8,5}$
Окислительно-восстановительный потенциал, мВ	Данные отсутствуют	$\frac{148,8}{63,0-247,0}$	$\frac{158,1}{111,0-237,0}$	Данные отсутствуют
Удельная электропроводность, мкСм·см <sup>-1</sup>	$\frac{0,37}{0,31-0,40}$	$\frac{0,31}{0,26-0,43}$	$\frac{0,31}{0,30-0,34}$	$\frac{0,30}{0,28-0,31}$
Мутность, ЕМФ	$\frac{335,5}{279,6-426,9}$	$\frac{92,7}{14,8-294,8}$	$\frac{92,6}{66,0-143,0}$	Данные отсутствуют
Растворённый кислород, мг·л <sup>-1</sup>	Данные отсутствуют	$\frac{13,0}{6,4-13,8}$	$\frac{11,1}{7,1-12,5}$	$\frac{12,0}{11,1-13,4}$
Взвешенные вещества, мг·л <sup>-1</sup>	Данные отсутствуют	$\frac{31,1}{5,0-80,0}$	$\frac{42,5}{0,4-109,0}$	$\frac{13,1}{2,2-77,4}$
Общая минерализация (сухой остаток), мг·л <sup>-1</sup>	$\frac{131,0}{112,0-150,0}$	$\frac{177,9}{158,0-249,0}$	$\frac{195,3}{11,4-395,0}$	$\frac{160,9}{108,0-198,0}$
Жёсткость общая, ммоль·л <sup>-1</sup>	$\frac{4,1}{3,4-5,0}$	$\frac{5,2}{4,4-7,4}$	$\frac{5,5}{5,0-5,8}$	$\frac{4,0}{3,8-4,4}$
Подземная (питьевая) вода				
Водородный показатель (рН)	$\frac{7,1}{6,9-7,2}$	Отбор проб не проводили	$\frac{7,3}{7,1-7,9}$	$\frac{7,2}{6,9-7,4}$
Взвешенные вещества, мг·л <sup>-1</sup>	$\frac{62,7}{33,3-92,0}$		Данные отсутствуют	$\frac{32,4}{5,8-78,2}$
Общая минерализация (сухой остаток), мг·л <sup>-1</sup>	$\frac{396,0}{337,0-454,0}$		$\frac{382,3}{175,0-498,0}$	$\frac{375,5}{258,0-466,0}$
Жёсткость общая, ммоль·л <sup>-1</sup>	$\frac{12,63}{7,8-15,3}$		$\frac{17,8}{14,8-18,9}$	$\frac{10,8}{8,1-13,9}$

Водородный показатель (рН) подземных вод был несколько ниже, чем рН поверхностных, и находился на уровне 7,1–7,3. Количество взвешенных веществ в подземных водах оказалось выше такового в поверхностных и составило в среднем 32–63 мг·л<sup>-1</sup>, что связано, по всей видимости, с состоянием водопроводной системы региона исследований. Показатель общей минерализации в подземной воде варьировал в диапазоне 375–395 мг·л<sup>-1</sup>, а общей жёсткости — на уровне 11–18 ммоль·л<sup>-1</sup>, что оказалось в 2–3 раза выше аналогичных характеристик поверхностных вод. Это обусловлено составом поверхностных вод р. Падма, основа которых — талые воды ледников гор и дождевая вода.

В исследуемых образцах воды в регионе размещения АЭС «Руппур» содержание органических загрязнителей было достаточно низким. В 2014–2017 гг. бензпирен в пробах воды зоны наблюдения был на уровне менее 0,01 мкг·л<sup>-1</sup>. Содержание фенолов в пробах варьировало в диапазоне 1,3–3,5 мкг·л<sup>-1</sup>, а нефтепродуктов — 0,01–0,043 мг·л<sup>-1</sup>. Содержание хлорорганических пестицидов и полихлорированных бифенилов в пробах воды оказалось ниже порога их обнаружения приборами.



При анализе катионно-анионного состава донных отложений отмечено, что в образцах отсутствовал карбонат-ион, который определяется в водной вытяжке при pH = 8,4. В полученных результатах максимальное значение pH находилось на уровне 8,2 (при среднем 7,8), поэтому был определён только бикарбонат-ион (табл. 4).

**Таблица 4.** Катионно-анионный состав донных отложений р. Падма (числитель — среднее; знаменатель — мин.–макс.)

**Table 4.** Cation-anion composition of bottom sediments of the Padma River (numerator is the mean; denominator is min.–max.)

Катионы, мл-экв·(100 г) <sup>-1</sup>		Анионы, мл-экв·(100 г) <sup>-1</sup>	
Ca <sup>+</sup>	$\frac{9,7}{0,7-43,3}$	Cl <sup>-</sup>	$\frac{1,0}{0,5-2,1}$
Mg <sup>+</sup>	$\frac{3,6}{0,3-14,9}$	NO <sup>3-</sup>	$\frac{3,2}{1,3-4,4}$
Na <sup>+</sup>	$\frac{1,1}{0,1-2,9}$	Бикарбонат-ион	$\frac{0,4}{0,04-0,6}$
K <sup>+</sup>	$\frac{0,4}{0,02-2,5}$	F <sup>-</sup> , мкг·кг <sup>-1</sup>	$\frac{7,4}{5,8-9,7}$
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	$\frac{0,02}{0,01-0,04}$	I <sup>-</sup> , мкг·кг <sup>-1</sup>	$\frac{25,9}{5-71}$

Гранулометрический состав донных отложений в разные годы исследований был достаточно стабилен и характеризовался: песками — 77,9 % (при широкой вариабельности от 7,7 до 97,1 %); пылью — 19,0 % (при разбросе значений от 2,9 до 71,0 %); глиной — 3,1 % (диапазон данных — от 0,1 до 27,1 %). Очень низкое содержание аммония в донных отложениях было обусловлено как отсутствием органического вещества, так и минимальным содержанием глинистых минералов. Способность донных отложений фиксировать аммоний проявляется при наличии глины с трёхслойной кристаллической решёткой, особенно вермикулита. Нитраты не входят в состав малорастворимых соединений и не поглощаются отрицательно заряженными коллоидами донных отложений. Поскольку представленные для анализа образцы донных отложений лёгкого гранулометрического состава характеризовались очень низким содержанием органического вещества, концентрация в них нитратов оказалась крайне мала.

В ходе полевых исследований 2014–2017 гг. определён видовой состав водной и прибрежно-водной флоры в 30-км зоне наблюдения АЭС «Руппур», включая р. Падма и водоёмы, расположенные за пределами влияния реки. Всего выявлено 79 таксонов; это немного, если учитывать потенциальное разнообразие региональной флоры [17]. Макрофиты представлены 5 видами из 3 семейств макроскопических водорослей, 1 видом папоротника и 73 видами из 63 родов и 35 семейств сосудистых растений. Для водной и прибрежно-водной флоры ведущими по числу таксонов являются следующие семейства: Poaceae (13 таксонов), Leguminosae (5), Polygonaceae (5), Cyperaceae (4), Potamogetonaceae (4), Asteraceae (3). В семействах Amaranthaceae, Araceae, Hydrocharitaceae, Lemnaceae, Najadaceae, Pontederiaceae, Rubiaceae, Scrophulariaceae, Typhaceae и Verbenaceae обнаружено по два вида, в остальных — по одному. Подобный набор ведущих семейств в целом характерен для приречных и переувлажнённых местообитаний региона [23]. В спектре жизненных форм водной и прибрежно-водной флоры абсолютно доминируют травянистые однолетники (51 %) и многолетники (43 %); доли остальных жизненных форм — по 1–3 %. Такое соотношение закономерно с учётом нестабильности водного режима реки, регулярного размывания прибрежной зоны и высокой антропогенной нагрузки на водную экосистему р. Падма [21]. Преимущество здесь получают однолетники, успевающие закончить жизненный

цикл до наступления муссонного периода, и корневищные многолетники. Зоны разного удаления от АЭС по особенностям растительного покрова различаются мало, так как имеют практически идентичные экологические условия местообитаний, характеризующиеся сильной эрозией береговой линии, что сильно ограничивает набор видов и сообществ. Необходимо отметить, что при планировании мониторинговых наблюдений с целью оценки состояния водной и прибрежно-водной растительности р. Падма следует учитывать, что весна и лето — наиболее подходящие периоды для исследования, позволяющие максимально полно выявить видовое и ценоотическое разнообразие.

До начала эксплуатации АЭС радионуклиды поступают в поверхностные воды из атмосферных выпадений. Радиоактивные вещества, попадающие в водоёмы, быстро перераспределяются и обычно накапливаются в донных отложениях, бентосе, водной флоре и ихтиофауне. Анализ содержания природных и техногенных радионуклидов в компонентах водной экосистемы р. Падма показал, что оно было достаточно низким и в целом соответствовало глобальному радиационному фону как до возведения АЭС (2014–2015), так и после начала строительных работ на площадке (2016–2017). Объёмная активность в водах р. Падма основного радиологически значимого  $^{137}\text{Cs}$  за весь период наблюдений не превышала  $0,18 \text{ Бк}\cdot\text{л}^{-1}$  при среднем  $0,07 \text{ Бк}\cdot\text{л}^{-1}$  (табл. 4). Содержание  $^{90}\text{Sr}$  в поверхностных водах было в среднем на уровне  $0,02\text{--}0,12 \text{ Бк}\cdot\text{л}^{-1}$ .

Тритий ( $^3\text{H}$ ) — один из наиболее подвижных радионуклидов, который находится преимущественно в воде, поэтому в природных условиях водный поток может переносить его на большие расстояния. Значения объёмной активности трития в воде р. Падма в зоне наблюдения АЭС «Руппур» были, по данным исследований 2014–2017 гг., в пределах  $0,8\text{--}2,1 \text{ Бк}\cdot\text{л}^{-1}$ . За глобальный природный фон  $^3\text{H}$  в воде принимают величину, равную  $(2,2 \pm 0,7) \text{ Бк}\cdot\text{л}^{-1}$ , а за техногенный фон —  $5 \text{ Бк}\cdot\text{л}^{-1}$ . Таким образом, содержание трития в поверхностных водах вблизи АЭС «Руппур» ниже среднего общемирового значения, при этом концентрация данного радионуклида на три порядка ниже уровня вмешательства ( $7600 \text{ Бк}\cdot\text{л}^{-1}$  по НРБ-99/2009). По  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  отмечена аналогичная картина. Согласно НРБ-99/2009, уровни вмешательства при содержании в воде этих техногенных радионуклидов составляют:  $^{90}\text{Sr}$  —  $4,9 \text{ Бк}\cdot\text{л}^{-1}$ ;  $^{137}\text{Cs}$  —  $11 \text{ Бк}\cdot\text{л}^{-1}$ . Результаты мониторинга показали, что объёмная активность техногенных радионуклидов в воде исследуемого участка р. Падма ниже уровня вмешательства по  $^{90}\text{Sr}$  в 40 раз, а по  $^{137}\text{Cs}$  — в 60. В работе [29] по определению уровней радиоактивности на площадке и в районе предполагаемого размещения АЭС «Руппур», проведённой специалистами Комиссии по атомной энергии Бангладеш (Bangladesh Atomic Energy Commission) в 2009 г., представлены результаты измерения содержания естественных радионуклидов  $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$  и  $^{40}\text{K}$  в пробах воды. Их объёмные активности варьировали от  $0,11$  до  $0,21 \text{ Бк}\cdot\text{л}^{-1}$  для  $^{238}\text{U}$ , от  $0,13$  до  $0,30 \text{ Бк}\cdot\text{л}^{-1}$  — для  $^{232}\text{Th}$ , от  $0,30$  до  $0,47 \text{ Бк}\cdot\text{л}^{-1}$  — для  $^{40}\text{K}$ . Наши исследования 2014–2017 гг. показали, что существенных изменений в фоновом содержании естественных радионуклидов в воде р. Падма не произошло (табл. 5).

Анализ результатов измерений содержания естественных радионуклидов в пробах донных отложений р. Падма в регионе АЭС «Руппур» показал, что за весь период наблюдений (2014–2017) повышенного уровня их удельной активности не обнаружено. Так, максимальные значения составили:  $^{40}\text{K}$  —  $852 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ ;  $^{226}\text{Ra}$  —  $122 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ ;  $^{232}\text{Th}$  —  $211 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$  (табл. 5). Содержание техногенных радионуклидов также было невысоким. Средняя удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  в пробах донных отложений варьировала в диапазоне  $0,5\text{--}1,8 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ , а  $^{137}\text{Cs}$  —  $0,8\text{--}2,1 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ . Удельная активность трития в пробах донных отложений составляла менее  $3 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ , за исключением трёх проб (Т-8, Т-9 и Т-10), отобранных выше по течению р. Падма от места размещения АЭС «Руппур» на расстоянии  $15\text{--}20 \text{ км}$  в 2017 г. В этих трёх пробах отмечены повышенные значения трития — в диапазоне  $12\text{--}30 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ . Они были отобраны на мелководных участках и, по всей видимости,

в этом районе в январе — мае 2017 г. был осуществлён сброс загрязняющих веществ, содержащих в небольших концентрациях данный радионуклид и осевших в донные отложения. В пробах донных отложений декабря 2016 г. повышенного содержания трития обнаружено не было, а значит, вероятный сброс произошёл в 2017 г. до июня. Выявленные концентрации трития в донных отложениях не являются аномально высокими. В то же время данный факт требует дополнительного изучения для определения возможного источника загрязнения. Исследований по содержанию радионуклидов в донных отложениях р. Падма в районе строительства АЭС «Руппур» ранее не проводили, но в 2016 г. была опубликована работа о концентрации естественных радионуклидов в донных отложениях р. Брахмапутра, являющейся по расположению и размерам схожей с р. Падма [26]. По данным этих исследований, среднее содержание  $^{232}\text{Th}$  и  $^{40}\text{K}$  в донных отложениях составило  $(113 \pm 5)$  и  $(1002 \pm 43)$  Бк·кг $^{-1}$  сухой массы соответственно; эти значения сопоставимы с полученными нами результатами. Содержание в водной растительности радионуклидов природного и техногенного происхождения является чрезвычайно низким. По данным наиболее представительной выборки 2017 г., включающей 19 образцов, удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  в пробах водной растительности варьировала в диапазоне 0,4–3,9 Бк·кг $^{-1}$ , а  $^{137}\text{Cs}$  — 0,4–1,0 Бк·кг $^{-1}$  сырой массы.

**Таблица 5.** Содержание радионуклидов в компонентах водной экосистемы р. Падма в регионе АЭС «Руппур», Бк·кг $^{-1}$  (Бк·л $^{-1}$ ) (числитель — среднее; знаменатель — мин.–макс.)

**Table 5.** Radionuclide content in components of freshwater ecosystem of the Padma River in the vicinity of Rooppur NPP, Bq·kg $^{-1}$  (Bq·L $^{-1}$ ) (numerator is the mean; denominator is min.–max.)

Период отбора проб	$^{40}\text{K}$	$^{226}\text{Ra}$	$^{232}\text{Th}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$	$^3\text{H}$
Поверхностные воды						
2014	< 1,5	< 0,5	< 0,5	$\frac{0,12}{0,01-0,39}$	$\frac{0,07}{0,02-0,18}$	$\frac{1,03}{0,8-1,29}$
2015	< 1,1	< 0,4	< 0,4	$\frac{0,03}{0,01-0,05}$	< 0,05	$\frac{1,15}{0,77-2,05}$
2016	$\frac{1,05}{0,48-1,77}$	$\frac{0,16}{0,1-0,31}$	$\frac{0,18}{0,1-0,3}$	$\frac{0,06}{0,01-0,21}$	< 0,07	< 3
2017	$\frac{2,54}{1,19-6,99}$	< 0,2	< 0,4	$\frac{0,02}{0,01-0,04}$	$\frac{0,07}{0,03-0,11}$	< 3
Донные отложения						
2014	$\frac{735}{570-820}$	$\frac{48,5}{42-51}$	$\frac{59,5}{44-71}$	$\frac{1,79}{1,5-2,19}$	$\frac{2,1}{0,5-4,2}$	< 3
2015	$\frac{582}{369-721}$	$\frac{47,1}{14,9-121}$	$\frac{71,2}{34,5-136}$	$\frac{0,96}{0,36-1,98}$	$\frac{1,46}{0,6-3,2}$	< 3
2016	$\frac{494}{340-710}$	$\frac{43,2}{21,4-82}$	$\frac{66,8}{24,7-137}$	$\frac{1,54}{0,09-3,53}$	$\frac{0,75}{0,25-1,4}$	< 3
2017	$\frac{569}{350-852}$	$\frac{61,4}{24,8-122}$	$\frac{96,6}{21,5-211}$	$\frac{0,45}{0,2-0,99}$	$\frac{1,26}{0,5-2,83}$	$\frac{20,3}{12,2-30,8}$
Высшая водная растительность						
2014	Данные отсутствуют	Данные отсутствуют	Данные отсутствуют	$\frac{3,19}{2,51-3,54}$	$\frac{2,23}{1,8-2,6}$	< 3
2015	$\frac{621}{253-1090}$	$\frac{21,9}{19,2-24,6}$	$\frac{49,9}{31,5-68,3}$	$\frac{1,58}{0,91-2,18}$	1,1	< 3
2016	134,5	< 1,2	< 1,4	9,7	< 0,3	< 3
2017	$\frac{742,6}{347-1431}$	$\frac{21,8}{8,7-41,7}$	$\frac{38,3}{17,1-70,3}$	$\frac{1,91}{0,38-3,89}$	$\frac{0,73}{0,4-1,0}$	< 3

При оценке состояния водных экосистем с точки зрения радиационной безопасности важно проанализировать содержание радионуклидов в компонентах рациона питания населения (питьевая вода и рыба) из региона размещения АЭС и сравнить полученные данные с международными и российскими нормативами, регламентирующими годовое поступление радиоактивных веществ в организм человека. В питьевой воде объёмная активность нормируемых радионуклидов колебалась в следующих диапазонах:  $^{137}\text{Cs}$  — 0,03–0,27 Бк·л<sup>-1</sup> (в 40 раз ниже уровня вмешательства по НРБ-99/2009);  $^{90}\text{Sr}$  — 0,01–0,16 Бк·л<sup>-1</sup> (в 30 раз ниже);  $^3\text{H}$  — 0,4–1,2 Бк·л<sup>-1</sup> (более чем в 6 тыс. раз ниже уровня вмешательства) (табл. 6).

Для  $^{226}\text{Ra}$  и  $^{232}\text{Th}$  разница с уровнями вмешательства по НРБ-99/2009 составила 2–3 раза. Исследования по содержанию радионуклидов в питьевой воде в регионе АЭС «Руппур» проводили ещё в 1998 г. [14]. В районе поселений Куштия и Раджшахи в тот период содержание  $^{232}\text{Th}$  в питьевой воде находилось на уровне 0,25–0,27 Бк·л<sup>-1</sup>, а  $^{40}\text{K}$  — 7,95–8,52 Бк·л<sup>-1</sup>. Результаты по  $^{232}\text{Th}$ , полученные в ходе радиоэкологического мониторинга 2014–2017 гг., хорошо коррелируют с данными этой работы; по  $^{40}\text{K}$  они несколько ниже.

**Таблица 6.** Содержание радионуклидов в питьевой воде и рыбе в регионе размещения АЭС «Руппур», Бк·кг<sup>-1</sup> (Бк·л<sup>-1</sup>) (числитель — среднее; знаменатель — мин.–макс.)

**Table 6.** Radionuclide content in drinking water and fish in the vicinity of Rooppur NPP, Bq·kg<sup>-1</sup> (Bq·L<sup>-1</sup>) (numerator is the mean; denominator is min.–max.)

Период отбора проб	$^{40}\text{K}$	$^{226}\text{Ra}$	$^{232}\text{Th}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$	$^3\text{H}$
Подземная (питьевая) вода						
2014	< 1,3	< 0,2	< 0,11	$\frac{0,07}{0,02-0,16}$	$\frac{0,05}{0,03-0,08}$	$\frac{0,92}{0,42-1,18}$
2016	$\frac{0,9}{0,6-1,1}$	$\frac{0,28}{0,11-0,71}$	$\frac{0,24}{0,2-0,33}$	$\frac{0,03}{0,01-0,07}$	0,27	< 3
2017	1,02	< 0,2	< 0,11	$\frac{0,042}{0,041-0,043}$	$\frac{0,05}{0,03-0,06}$	< 3
Норматив <sup>1</sup>	–	0,49	0,60	4,9	11	7600
Рыба						
2016	$\frac{110}{103-120}$	< 1,2	< 1,2	$\frac{0,6}{0,03-1,55}$	< 0,4	–
2017	$\frac{95}{78-124}$	< 1,4	< 2,4	$\frac{0,13}{0,02-0,24}$	$\frac{0,28}{0,26-0,30}$	–
Норматив <sup>2</sup>	–	–	–	100	1000	–
Норматив <sup>3</sup>	–	–	–	100*	130*	–

**Примечание:**

<sup>1</sup> СанПиН 2.6.1.2523-09 Нормы радиационной безопасности (НРБ-99/2009);

<sup>2</sup> Codex Alimentarius. General Standard for Contaminants and Toxins in Food and Feed;

<sup>3</sup> СанПиН 2.3.2.1078-01 Гигиенические требования безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов (с изменениями на 06.07.2011);

\* исключая сушёную рыбу.

**Note:**

<sup>1</sup> SanPiN 2.6.1.2523-09 Radiation Safety Standards (NRB-99/2009);

<sup>2</sup> Codex Alimentarius. General Standard for Contaminants and Toxins in Food and Feed;

<sup>3</sup> SanPiN 2.3.2.1078-01 Hygiene Requirements for Safety and Nutritional Value of Food Products (as amended on 06.07.2011);

\* excluding dried fish.

Рыбу из р. Падма в регионе размещения АЭС «Руппур» для оценки на содержание радионуклидов отбирали в 2016–2017 гг., причём в 2017 г. выборка была достаточно представительной — 14 образцов разных видов. Нормирование радиационной безопасности человека при употреблении в пищу рыбы проводят в международных и российских документах по двум наиболее радиологически значимым радионуклидам —  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  (табл. 6). Удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  в рыбе в период наблюдений варьировала в диапазоне 0,02–1,6 Бк·кг<sup>-1</sup>, что более чем в 60 раз ниже российских и международных нормативов. Содержание  $^{137}\text{Cs}$  было в пределах 0,26–0,3 Бк·кг<sup>-1</sup>, что более чем в 400 раз ниже российских нормативов и более чем в 3 тыс. раз — международных. В целом можно заключить, что содержание радионуклидов в питьевой воде и рыбе в регионе размещения АЭС «Руппур» не превышает значений, которые оговорены требованиями, предъявляемыми международными стандартами и российскими санитарно-гигиеническими нормативами к данным видам рациона питания населения.

Вторым направлением мониторинговых исследований стала оценка содержания тяжёлых металлов в компонентах водных экосистем в регионе АЭС «Руппур». Анализ данных четырёхлетних наблюдений за уровнями загрязнения вод р. Падма показал, что по ряду тяжёлых металлов в различные сезоны года наблюдаются повышенные концентрации, большая часть которых приурочена к августу (2014) — периоду муссонов. Так, мышьяк, относящийся к I классу опасности, поступает в поверхностные воды естественным образом из горных пород и отложений в результате связанных биогеохимических и гидрологических процессов, причём на некоторые из них в настоящее время влияет деятельность человека [16]. Особенно это актуально для сезона муссонных дождей. Рекомендуемый Всемирной организацией здравоохранения (далее — ВОЗ) [18], Агентством по защите окружающей среды США [4] и российскими нормативами предел содержания As в воде составляет 10 мкг·л<sup>-1</sup>. Принимая в расчёт рекомендации ВОЗ и российские предельно допустимые концентрации (далее — ПДК), мы можем заключить, что только в 2014 г. наблюдалось превышение нормативов по мышьяку в воде р. Падма. В другие периоды содержание As в поверхностной воде находилось на уровне 0,9–3,6 мкг·л<sup>-1</sup> при среднем значении 2,6. Ртуть в 2014 г. не измеряли. В другие годы концентрация Hg в воде р. Падма была гораздо ниже российских нормативов (табл. 7).

Максимально допустимая концентрация кадмия (II класс опасности) в питьевой воде, установленная ВОЗ, составляет 3 мкг·л<sup>-1</sup> [18]; российские ПДК — 1 мкг·л<sup>-1</sup>. По результатам мониторинговых исследований, только в 2014 г. зарегистрировано превышение допустимого уровня ВОЗ и российских ПДК в 3–9 раз в воде по Cd (как и в случае с As). По данным работы [10], содержание кадмия в пробах воды было очень низким ( $\leq 1$  мкг·л<sup>-1</sup>, следовая концентрация), что близко с результатами наших исследований в другие периоды года. Такие уровни Cd считаются безопасными для орошения [32]. Схожие низкие концентрации кадмия обнаружены в пробах воды других рек Бангладеш: Буриганга, Тураг и Шиталакшья [7 ; 19].

Среднее содержание никеля (II класс опасности) в воде р. Падма за четыре года наблюдений варьировало от 1,7 до 19,5 мкг·л<sup>-1</sup>, что не превышает ПДК для хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования (табл. 7). В 2017 г. показатели по Ni в воде были выше российских нормативов для рыбохозяйственного водопользования, но оставались безопасными для использования воды для орошения по рекомендациям FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations, Продовольственная и сельскохозяйственная организация ООН) (200 мкг·л<sup>-1</sup>) [32]. По данным других исследований в Бангладеш, концентрация никеля в пробах воды р. Буриганга колеблется от 7,2 до 10,3 мкг·л<sup>-1</sup> [7], что соответствует уровням, определённым в ходе мониторинга в регионе АЭС «Руппур». В работе [19] изучали тяжёлые металлы в водах р. Каратоа и отметили, что содержание Ni находится в диапазоне 9,3–66,0 мкг·л<sup>-1</sup>,

что несколько выше значений, полученных для региона р. Падма. По кобальту и стронцию, также относящимся ко II классу опасности, превышений нормативов в воде р. Падма за весь период наблюдений не выявлено.

**Таблица 7.** Валовое содержание тяжёлых металлов в водах р. Падма в районе размещения АЭС «Руппур», мкг·л<sup>-1</sup> (числитель — среднее; знаменатель — мин.–макс.)

**Table 7.** Heavy metals gross content in surface water of the Padma River in the vicinity of Rooppur NPP, µg·L<sup>-1</sup> (numerator is the mean; denominator is min.–max.)

Элемент	Период отбора проб				ПДК*	ПДК**
	2014	2015	2016	2017		
I класс опасности						
As	$\frac{59,0}{10,04-170,11}$	$\frac{0,96}{0,42-2,53}$	$\frac{2,19}{1,27-3,84}$	$\frac{3,58}{2,93-5,56}$	10	–
Hg	–	$\frac{5,9 \cdot 10^{-3}}{3,7 \cdot 10^{-3}-1,5 \cdot 10^{-2}}$	$\frac{1,03 \cdot 10^{-2}}{6 \cdot 10^{-3}-2,3 \cdot 10^{-2}}$	$\frac{9,35 \cdot 10^{-4}}{1,1 \cdot 10^{-5}-2,8 \cdot 10^{-3}}$	0,5	–
II класс опасности						
Cd	$\frac{8,97}{0,1-34,7}$	$\frac{0,08}{0,001-0,21}$	$\frac{0,08}{0,01-0,18}$	$\frac{0,6}{0,2-1,2}$	1	–
Ni	$\frac{5,84}{1,29-8,97}$	$\frac{1,67}{0,19-6,47}$	$\frac{4,05}{1,26-8,23}$	$\frac{19,5}{7,2-42,4}$	20	10
Co	$\frac{3,6}{3,0-4,2}$	$\frac{0,2}{0,1-0,5}$	$\frac{2,6}{1,6-3,9}$	$\frac{1,5}{0,3-2,8}$	100	–
Sr	$\frac{103,8}{71,0-165,0}$	$\frac{48,3}{9,3-67,0}$	$\frac{135,5}{102,2-154,6}$	–	7000	–
III класс опасности						
Zn	$\frac{15,7}{10,3-18,8}$	$\frac{0,9}{0,1-3,7}$	$\frac{17,4}{6,0-75,9}$	$\frac{8,9}{4,5-15,5}$	1000	10
Cu	$\frac{6,5}{1,1-13,4}$	$\frac{0,4}{0,06-1,25}$	$\frac{3,3}{1,4-7,9}$	$\frac{7,7}{2,7-18,5}$	1000	1
Cr	$\frac{2,6}{1,0-4,8}$	$\frac{0,5}{0,04-0,97}$	$\frac{2,8}{1,6-9,1}$	$\frac{3,97}{1,0-7,4}$	50	20
Mn	$\frac{180,2}{16,0-386,7}$	$\frac{1,7}{0,1-12,4}$	$\frac{51,9}{27,9-84,9}$	$\frac{22,8}{7,4-97,9}$	100	10
Fe	$\frac{102,0}{11,3-280,9}$	$\frac{27,2}{0,99-250,1}$	$\frac{223,3}{119,1-831,4}$	$\frac{198,7}{95,1-355,1}$	300	100
Al	$\frac{151,8}{113,3-382,3}$	$\frac{28,9}{0,2-244,4}$	$\frac{252,4}{52,0-595,2}$	$\frac{211,1}{128,9-358,9}$	200	–

**Примечание:**

\* ГН 2.1.5.1315-03 Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования: гигиенические нормативы;

\*\* Нормативы качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативы предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения. Утверждены 13.12.2016 приказом № 552 Министерства сельского хозяйства РФ.

**Note:**

\* GN 2.1.5.1315-03 Threshold Limit Values (TLV) of Chemicals in the Water of Water Bodies of Domestic, Drinking, and Cultural-Domestic Water Use: Hygiene Standards;

\*\* Water Quality Standards for Water Bodies of Fishery Importance, Including Standards for Threshold Limit Values (TLV) of Harmful Substances in the Waters of Water Bodies of Fishery Value. Approved on 13.12.2016 by order No. 552 of the Ministry of Agriculture of the Russian Federation.

Содержание цинка (III класс опасности) в воде р. Падма было в 2015 г. минимальным ( $0,94 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ ) и существенно более низким, чем значения остальных лет (табл. 7). Между тем зарегистрированные максимальные концентрации Zn в образцах были намного меньше допустимого предела для орошения ( $2000 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ ) [37] и российских нормативов ( $1000 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ ). Результаты исследований на р. Тураг, представленные в работе [10], показали, что образцы воды содержали Zn в диапазоне  $60\text{--}300 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$  со средним значением  $100 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ . Концентрация цинка в пробах воды р. Буриганга [27] варьировала от 220 до  $260 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ . Эти значения выше, чем данные мониторинга в р. Падма в регионе АЭС «Руппур». В работе [20] исследовали воды р. Балугу; там содержание Zn колебалось от 8,39 до  $76,86 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ , что сопоставимо с результатами наших исследований.

Максимальная концентрация меди в водах р. Падма в среднем достигала  $7,7 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$  в 2017 г. (табл. 7). По данным других исследований, содержание Cu в пробах воды р. Тураг варьировало от  $\leq 1$  до  $90 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$  со средним значением  $46 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$  [10]. В работе [12] отмечено, что концентрация меди в пробах этой же реки варьировала от 10 до  $70 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ , что выше результатов, полученных в ходе мониторинга региона АЭС «Руппур». Содержание Cu в пробах воды р. Дхалесвари колебалось от 98,4 до  $188,1 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$  [6], что также было больше, чем в воде р. Падма.

Содержание хрома в образцах воды р. Падма было достаточно стабильным в течение четырёх лет наблюдений (табл. 7). Только в апреле 2015 г. отмечено некоторое снижение концентрации Cr, возможно ввиду особенностей гидрологического режима реки, поскольку в указанный сезон уровень воды в ней значительно ниже, чем в период муссонов. В исследованиях других авторов [10] показано, что содержание хрома в водах рек Бангладеш было выше допустимых уровней и составляло от 0,23 до  $0,47 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$  со средним значением 0,32. Такие концентрации Cr превышают ПДК на порядок. Загрязнение речной воды хромом было обусловлено, вероятно, стоками кожевенной и текстильной промышленности. Аналогичные результаты представлены в работах [7 ; 19], в которых отмечено, что среди концентраций тяжёлых металлов в пробах воды городских рек Буриганга, Тураг и Шиталакшья самыми высокими были концентрации хрома.

Концентрация марганца в водах р. Падма варьировала от 0,1 до  $386,7 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$  в течение четырёх лет наблюдений (табл. 7). Среднее содержание этого тяжёлого металла ( $180 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ ) в 2014 г. было выше, чем в остальные годы мониторинга ( $1,7\text{--}51,9 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ ), что связано, по всей видимости, с муссонным периодом. Максимально допустимый предел концентрации Mn в питьевой воде, установленный ВОЗ, составляет  $500 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ , а Бангладешским центром перспективных исследований (Bangladesh Centre for Advanced Studies) —  $100 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$  [18 ; 37]. Таким образом, во все годы данного исследования, кроме 2014 г., уровни содержания марганца в воде р. Падма были в несколько раз ниже, чем рекомендованные ВОЗ и Бангладешским центром перспективных исследований. В работе [28] показано, что в 2010 г. в районе Моханпур содержание Mn в поверхностных водах варьировало от 0,9 до  $2,86 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ , что в среднем на порядок ниже данных мониторинга 2014–2017 гг. В публикации [10] отмечены концентрации марганца в речной воде на уровне  $350\text{--}920 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$  (среднее значение —  $530 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ ). Вероятно, Mn в загрязнённых речных водах появился от сбросов предприятий химической и текстильной промышленности. Эти значения превышают допустимые уровни содержания марганца при использовании воды для орошения (по рекомендациям [32],  $200 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ ). Обнаруженные в работе [20] данные о концентрации Mn в большинстве проб воды р. Балугу ( $28,3\text{--}730,8 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ ) сопоставимы со значениями, полученными в настоящем исследовании. В [39] показано, что содержание марганца в пробах воды р. Каратоа варьировало от следовых концентраций до  $320 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ , что соответствует уровню значений, полученных нами для поверхностных вод региона размещения АЭС «Руппур».

Содержание железа в водах р. Падма, по данным мониторинга 2014–2017 гг. (табл. 7), в среднем составляло  $0,03\text{--}0,2\text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$  (при максимуме  $0,8\text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$ ) и не превышало ПДК для хозяйственно-питьевого и культурно-бытового использования ( $0,3\text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$ ). Между тем во все годы нашего исследования, кроме 2015 г., концентрация Fe в воде была больше значений ПДК для рыбохозяйственного использования ( $0,1\text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$ ). В работе [10] показано, что содержание железа в пробах воды некоторых рек Бангладеш варьирует от 0,8 до  $14,8\text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$  со средним значением  $4,6\text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$ . В ряде образцов данного исследования концентрация Fe была выше приемлемого предела ( $5,00\text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$ ) [37]. Загрязнение железом речной воды, возможно, было обусловлено сбросами предприятий фармацевтической, кожевенной и текстильной промышленности. В исследовании [5] отмечено, что содержание Fe в воде р. Тураг находилось в диапазоне от 0,78 до  $6,33\text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$ ; эти значения гораздо выше результатов мониторинга вод р. Падма в 2014–2017 гг.

Анализ данных по содержанию алюминия в воде р. Падма за весь период наблюдений показал, что почти в половине образцов его концентрация выше ПДК (табл. 7). Наибольшее значение —  $595\text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ , что превышает ПДК в 3 раза. Источниками поступления Al в речную систему также являются сбросы многочисленных промышленных предприятий, пренебрегающих экологической безопасностью технологий производства.

Ввиду отсутствия нормативных документов, регламентирующих ПДК тяжёлых металлов в донных отложениях, использован метод сравнения полученных значений с официально установленными ПДК химических веществ в почве (ГН 2.1.7.2041-06; ГН 2.1.7.2511-09). Содержание в донных отложениях всех тяжёлых металлов в 2014 г. оказалось выше значений, зарегистрированных в остальные годы мониторинга, что связано, по всей видимости, с большим стоком почвы в р. Падма в период муссонов (табл. 8).

**Таблица 8.** Валовое содержание тяжёлых металлов в донных отложениях р. Падма в регионе АЭС «Руппур»,  $\text{мг}\cdot\text{кг}^{-1}$  (сухой массы) (числитель — среднее; знаменатель — мин.–макс.)

**Table 8.** Heavy metals gross content in bottom sediments of the Padma River in the vicinity of Rooppur NPP,  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  (dry weight) (numerator is the mean; denominator is min.–max.)

Элемент	Период отбора проб				ПДК*	ПДК**
	2014	2015	2016	2017		
As	$\frac{73,3}{46,2\text{--}91,6}$	$\frac{1,2}{0,9\text{--}1,7}$	$\frac{0,5}{0,2\text{--}1,1}$	$\frac{3,3}{2,2\text{--}6,0}$	2,0	2,0
Hg	$\frac{1,24\cdot 10^{-2}}{6,3\cdot 10^{-3}\text{--}2,1\cdot 10^{-2}}$	$\frac{8,24\cdot 10^{-3}}{4,4\cdot 10^{-3}\text{--}1,2\cdot 10^{-2}}$	$\frac{7,4\cdot 10^{-3}}{3,2\cdot 10^{-3}\text{--}1,3\cdot 10^{-2}}$	$\frac{5,99\cdot 10^{-3}}{7\cdot 10^{-4}\text{--}1,8\cdot 10^{-2}}$	2,1	–
Cd	$\frac{2,7}{1,7\text{--}3,3}$	$\frac{1,3}{0,6\text{--}2,5}$	$\frac{0,22}{0,04\text{--}0,9}$	$\frac{0,21}{0,02\text{--}1,6}$	–	0,5
Ni	$\frac{29,4}{24,2\text{--}34,0}$	$\frac{17,1}{5,3\text{--}35,1}$	$\frac{10,7}{4,4\text{--}32,4}$	$\frac{17,8}{5,6\text{--}39,0}$	–	20,0
Co	$\frac{20,6}{15,7\text{--}23,3}$	$\frac{3,9}{1,7\text{--}6,9}$	$\frac{8,8}{4,8\text{--}16,4}$	$\frac{8,9}{4,1\text{--}15,9}$	–	–
Zn	$\frac{73,3}{45,1\text{--}88,8}$	$\frac{21,2}{7,8\text{--}52,3}$	$\frac{77,3}{20,7\text{--}190,0}$	$\frac{200,7}{27,2\text{--}582,8}$	–	55,0
Cu	$\frac{23,4}{17,8\text{--}27,1}$	$\frac{9,5}{1,5\text{--}20,2}$	$\frac{6,9}{2,4\text{--}29,3}$	$\frac{6,1}{0,7\text{--}19,0}$	–	33,0
Cr	–	$\frac{9,8}{3,8\text{--}18,3}$	$\frac{25,4}{16,2\text{--}55,3}$	$\frac{23,9}{11,5\text{--}51,8}$	–	–
Mn	$\frac{602,5}{505,0\text{--}701,0}$	$\frac{411,7}{140,0\text{--}935,0}$	$\frac{388,9}{150,0\text{--}902,0}$	$\frac{406,2}{163,0\text{--}928,0}$	1500	–

Продолжение на следующей странице...



Элемент	Период отбора проб				ПДК*	ПДК**
	2014	2015	2016	2017		
Pb	$\frac{25,4}{21,5-28,4}$	$\frac{3,6}{0,3-7,5}$	$\frac{17,3}{12,8-22,6}$	$\frac{16,4}{11,4-48,5}$	32,0	32,0
Fe	$\frac{3,2 \cdot 10^4}{2,6 \cdot 10^4-3,5 \cdot 10^4}$	$\frac{1,7 \cdot 10^4}{7,2 \cdot 10^3-3,5 \cdot 10^4}$	$\frac{1,8 \cdot 10^4}{1,0 \cdot 10^4-3,5 \cdot 10^4}$	$\frac{2,0 \cdot 10^4}{1,0 \cdot 10^4-3,7 \cdot 10^4}$	–	–
Al	$\frac{4,8 \cdot 10^4}{3,7 \cdot 10^4-6,6 \cdot 10^4}$	$\frac{9,9 \cdot 10^3}{3,2 \cdot 10^3-2,1 \cdot 10^4}$	$\frac{3,8 \cdot 10^4}{3,1 \cdot 10^4-5,4 \cdot 10^4}$	$\frac{4,3 \cdot 10^4}{3,3 \cdot 10^4-6,3 \cdot 10^4}$	–	–

**Примечание:**

\* ГН 2.1.7.2041-06 Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почве: гигиенические нормативы;

\*\* ГН 2.1.7.2511-09 Ориентировочно допустимые концентрации (ОДК) химических веществ в почве: гигиенические нормативы.

**Note:**

\* GN 2.1.7.2041-06 Threshold Limit Values (TLV) of Chemicals in the Soil: Hygiene Standards;

\*\* GN 2.1.7.2511-09 Approximate Permissible Concentrations (APC) of Chemicals in the Soil: Hygiene Standards.

Например, средние концентрации мышьяка в 2014 г. превышали его ПДК в почве более чем в 35 раз и коррелировали с данными по содержанию его в поверхностных водах р. Падма. Высокая концентрация As в донных отложениях может быть связана и с антропогенной деятельностью — работой предприятий по выпуску удобрений и пестицидов, содержащих мышьяк [8]; обработкой древесины с использованием арсената меди [33]; кожевенным производством [13].

Средняя концентрация Cd в донных отложениях в 2014 и 2015 гг. составляла 2,7 и 1,3 мг·кг<sup>-1</sup> соответственно, что превышало ориентировочно допустимую концентрацию (далее — ОДК) в 1,5–2,5 раза. В последующие годы она снизилась до приемлемых уровней.

Результаты, полученные при определении содержания свинца в донных отложениях (3,6–25,4 мг·кг<sup>-1</sup>), были ниже данных, представленных в работе [9], где средняя концентрация Pb составляла 38,33 и 49,04 мг·кг<sup>-1</sup> в течение летнего и зимнего периодов соответственно. Такое высокое содержание свинца в донных отложениях может быть связано с воздействием точечных и неточечных источников загрязнения вблизи района проведения исследований: использованием этилированного бензина и нефти; промышленными стоками; работой сталелитейных заводов и предприятий, производящих химикаты, электронику, кабели, масла, шины, цемент [38].

Содержание Zn в донных отложениях во все годы, кроме 2015 г., также превышало ОДК.

Содержание тяжёлых металлов в высшей водной растительности р. Падма варьировало в разные годы наблюдений (табл. 9). Так, в декабре 2016 г. отмечены сравнительно низкие их концентрации, что можно объяснить временем года, когда вегетационная деятельность растений значительно замедляется.

В работе [11] сравнивали уровни содержания тяжёлых металлов в водных растениях с безопасными уровнями в наземных растениях, приведёнными в [22]. По этим данным, концентрации тяжёлых металлов в водной растительности не превышают пороговых значений их содержания в наземных растениях.

Средние значения содержания ТМ в образцах питьевой воды сравнивали с российскими ПДК, со стандартами ВОЗ и США и с нормативами Республики Бангладеш. Так, мышьяк (I класс опасности) является подвижным элементом в окружающей среде и может циркулировать в различных формах через атмосферу, воду и почву. В 2014 г. отмечено превышение всех нормативов (ВОЗ, США, РФ — 10 мкг·л<sup>-1</sup>; Бангладеш — 50 мкг·л<sup>-1</sup>) по среднему содержанию мышьяка в питьевой воде региона АЭС «Руппур» (табл. 10).

В работе [28] концентрации мышьяка в подземных водах варьировали от 2,08 до 3,16 мкг·л<sup>-1</sup> в разных местах отбора проб. Это соответствует нашим данным мониторинга 2016–2017 гг.

В публикации [36] отмечено, что уровни Cd (II класс опасности) в подземных водах ряда регионов Бангладеш варьируют от 6 до 13 мкг·л<sup>-1</sup>, т. е. превышают пределы, установленные стандартами Бангладеш, ВОЗ и США (5, 3 и 5 мкг·л<sup>-1</sup> соответственно). Значения концентраций кадмия в питьевой воде 30-км зоны наблюдения АЭС «Руппур», полученные в ходе мониторинга, не превышают международных стандартов, однако в некоторых из образцов содержание Cd было выше российских ПДК (табл. 10).

**Таблица 9.** Содержание тяжёлых металлов в высшей водной растительности реки Падма в регионе АЭС «Руппур», мг·кг<sup>-1</sup> (сухой массы) (числитель — среднее; знаменатель — мин.–макс.)

**Table 9.** Heavy metals content in higher aquatic vegetation of the Padma River in the vicinity of Rooppur NPP, mg·kg<sup>-1</sup> (dry weight) (numerator is the mean; denominator is min.–max.)

Элемент	Период отбора проб			
	2014	2015	2016	2017
As	$\frac{1,6}{1,1-2,1}$	$\frac{1,8}{0,5-2,7}$	0,04	$\frac{0,9}{0,1-2,6}$
Hg	$\frac{1,1 \cdot 10^{-2}}{9,1 \cdot 10^{-3}-1,2 \cdot 10^{-2}}$	$\frac{1,4 \cdot 10^{-2}}{9,6 \cdot 10^{-3}-1,8 \cdot 10^{-2}}$	$1,4 \cdot 10^{-2}$	$\frac{5,9 \cdot 10^{-4}}{2 \cdot 10^{-4}-2 \cdot 10^{-3}}$
Cd	$\frac{0,2}{0,2-0,3}$	$\frac{0,8}{0,1-1,2}$	0,02	$\frac{0,2}{0,01-0,4}$
Ni	$\frac{3,3}{1,2-7,2}$	$\frac{8,2}{0,7-12,3}$	0,13	$\frac{4,2}{0,2-16,7}$
Co	$\frac{0,4}{0,2-0,8}$	$\frac{1,1}{0,1-1,8}$	0,04	$\frac{1,3}{0,04-7,0}$
Zn	$\frac{16,3}{13,2-19,9}$	$\frac{15,3}{10,5-22,9}$	9,7	$\frac{10,6}{1,9-33,1}$
Cu	$\frac{17,1}{15,6-18,5}$	$\frac{11,2}{0,96-19,3}$	0,7	$\frac{5,1}{1,2-12,4}$
Cr	$\frac{2,2}{1,3-3,8}$	$\frac{4,7}{0,7-6,2}$	1,3	$\frac{2,5}{0,6-10,3}$
Mn	$\frac{171,7}{122,0-200,0}$	$\frac{954,5}{213,0-1492,0}$	42,6	$\frac{259,5}{15,8-770,0}$
Pb	$\frac{1,8}{1,4-2,1}$	$\frac{1,8}{0,1-3,1}$	0,7	$\frac{2,1}{0,01-15,3}$
Fe	$\frac{1153,7}{391-2523}$	$\frac{6194}{210-9026}$	1209	$\frac{2999,3}{163-15010}$
Al	$\frac{1668,3}{457,0-3547,0}$	$\frac{7210,5}{185,0-11458,0}$	48,1	$\frac{1862,7}{36,5-9918}$
Sr	$\frac{40,3}{34,5-49,3}$	$\frac{54,2}{3,6-95,1}$	3,2	$\frac{55,6}{8,8-102}$
Se	$\frac{2,6}{1,8-4,0}$	$\frac{13,8}{2,6-22,2}$	1,58	$\frac{22,1}{2,3-61,0}$
Mo	$\frac{1,1}{0,8-1,5}$	$\frac{0,9}{0,7-1,2}$	0,14	$\frac{1,2}{0,1-3,5}$
Sb	$\frac{0,4}{0,2-0,5}$	–	0,11	$\frac{1,5}{0,2-7,4}$
V	$\frac{1,5}{0,8-2,6}$	$\frac{7,6}{0,2-10,7}$	0,19	$\frac{4,1}{0,1-21,4}$
Li	–	$\frac{6,7}{0,2-10,1}$	0,16	$\frac{2,6}{0,2-15,2}$
Cs	–	$\frac{0,31}{0,03-0,5}$	0,52	$\frac{0,5}{0,2-1,9}$

**Таблица 10.** Валовое содержание тяжёлых металлов в питьевой воде в регионе АЭС «Руппур»,  $\text{мкг}\cdot\text{л}^{-1}$  (числитель — среднее; знаменатель — мин.–макс.)

**Table 10.** Heavy metals gross content in drinking water of the Padma River in the vicinity of Rooppur NPP,  $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  (numerator is the mean; denominator is min.–max.)

Элемент	Период отбора проб			ПДК*
	2014	2016	2017	
I класс опасности				
As	$\frac{80,5}{14,2-136,6}$	$\frac{3,5}{0,96-8,1}$	$\frac{4,4}{0,5-13,3}$	10
Hg	–	$\frac{9,7\cdot 10^{-3}}{5\cdot 10^{-3}-1,3\cdot 10^{-2}}$	$\frac{1,2\cdot 10^{-2}}{1,9\cdot 10^{-3}-3,02\cdot 10^{-2}}$	0,5
II класс опасности				
Cd	$\frac{0,2}{0,1-0,4}$	$\frac{0,1}{0,02-0,3}$	$\frac{0,8}{0,2-1,5}$	1
Ni	1,01	$\frac{1,74}{0,3-3,8}$	$\frac{14,7}{11,3-18,7}$	20
Co	< 3	$\frac{0,74}{0,4-1,2}$	$\frac{1,95}{0,9-2,7}$	100
Sr	$\frac{197,7}{39,0-355,0}$	$\frac{338,1}{294,9-383,4}$	–	7000
III класс опасности				
Zn	< 30	$\frac{8,9}{3,7-23,8}$	$\frac{10,3}{4,0-16,5}$	1000
Cu	< 1	$\frac{2,02}{0,1-9,0}$	$\frac{2,9}{1,1-6,2}$	1000
Cr	$\frac{2,1}{1,8-2,4}$	$\frac{0,96}{0,64-1,43}$	$\frac{2,8}{2,3-3,5}$	50
Mn	$\frac{225,5}{52,1-398,9}$	$\frac{484,9}{197,8-1036,3}$	$\frac{492,3}{374,5-579,7}$	100
Fe	$\frac{35,9}{3,2-68,6}$	$\frac{251,1}{63,7-594,9}$	$\frac{136,9}{23,9-291,7}$	300
Al	$\frac{50,6}{5,8-95,4}$	$\frac{190,3}{73,9-336,8}$	$\frac{120,6}{85,3-147,0}$	200

**Примечание:** \* ГН 2.1.5.1315-03 Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования: гигиенические нормативы.

**Note:** \* GN 2.1.5.1315-03 Threshold Limit Values (TLV) of Chemicals in the Water of Water Bodies of Domestic, Drinking, and Cultural-Domestic Water Use: Hygiene Standards.

Концентрация Mn (III класс опасности) в подземных водах региона АЭС «Руппур» в течение всего периода наблюдений варьировала от 52 до 1036  $\text{мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ . Максимально допустимый предел содержания марганца в питьевой воде составляет 0,1  $\text{мг}\cdot\text{л}^{-1}$  (согласно нормативам Бангладеш, РФ и ВОЗ [18 ; 37]). Следовательно, во всех пробах питьевой воды 2016–2017 гг. концентрация Mn превышала верхний предел, установленный международными и российскими стандартами. Исследования, проведённые в [28], показали, что содержание марганца в подземных водах в районе Моханпур находилось в диапазоне 0,72–3,66  $\text{мкг}\cdot\text{л}^{-1}$  (среднее значение — 1,83  $\text{мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ ), что значительно ниже, чем в 30-км зоне АЭС «Руппур». Превышения нормативов по Mn связаны, по всей видимости, с плохим состоянием водопроводной системы артезианских скважин в районе строящейся АЭС.

Концентрации остальных тяжёлых металлов существенно не превышали международные и национальные стандарты.

Значения содержания тяжёлых металлов в рыбе р. Падма, зафиксированные при мониторинге 2016–2017 гг., оказались ниже российских ПДК (табл. 11) и были частично сопоставимы с результатами исследований на р. Буриганга [25].

**Таблица 11.** Содержание тяжёлых металлов в рыбе р. Падма в регионе АЭС «Руппур», мг·кг<sup>-1</sup> (числитель — среднее; знаменатель — мин.–макс.)

**Table 11.** Heavy metals content in fish of the Padma River in the vicinity of Rooppur NPP, mg·kg<sup>-1</sup> (numerator is the mean; denominator is min.–max.)

Элемент	Период отбора проб	
	2016	2017
As (1,0*)	$\frac{0,011}{0,005-0,02}$	$\frac{0,012}{0,001-0,03}$
Hg (0,3)	$\frac{0,011}{0,004-0,019}$	$\frac{6,98 \cdot 10^{-3}}{6 \cdot 10^{-5}-1,99 \cdot 10^{-2}}$
Cd (0,2)	$\frac{0,011}{0,003-0,032}$	$\frac{0,02}{0,002-0,075}$
Pb (1,0)	$\frac{0,3}{0,15-0,55}$	$\frac{0,22}{0,03-0,6}$
Ni	$\frac{0,94}{0,4-1,6}$	$\frac{0,7}{0,2-1,3}$
Co	$\frac{0,03}{0,01-0,07}$	$\frac{0,04}{0,006-0,11}$
Zn	$\frac{7,71}{3,77-10,7}$	$\frac{7,3}{4,4-16,2}$
Cu	$\frac{1,42}{0,16-3,12}$	$\frac{1,2}{0,03-4,5}$
Cr	$\frac{1,6}{0,8-2,2}$	$\frac{0,4}{0,1-0,6}$
Mn	$\frac{0,5}{0,12-1,02}$	$\frac{0,4}{0,07-1,03}$
Fe	$\frac{8,8}{2,9-13,1}$	$\frac{14,1}{7,5-28,3}$
Al	$\frac{4,8}{3,6-5,9}$	$\frac{3,6}{1,6-8,7}$
Sr	$\frac{1,3}{0,7-1,9}$	$\frac{2,4}{0,7-4,7}$
Se	$\frac{1,13}{0,12-2,24}$	$\frac{1,96}{0,8-3,5}$
Mo	$\frac{0,15}{0,08-0,35}$	$\frac{0,4}{0,13-1,01}$
Sb	$\frac{0,6}{0,2-1,3}$	$\frac{0,9}{0,23-2,23}$
V	$\frac{0,15}{0,05-0,3}$	$\frac{0,26}{0,06-0,5}$
Li	$\frac{0,03}{0,006-0,12}$	$\frac{0,008}{0,002-0,018}$
Cs	$\frac{0,11}{0,01-0,24}$	$\frac{0,1}{0,02-0,4}$

**Примечание:** \* СанПиН 2.3.2.1078-01 Гигиенические требования безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов (с изменениями на 06.07.2011).

**Note:** \* SanPiN 2.3.2.1078-01 Hygiene Requirements for Safety and Nutritional Value of Food Products (as amended on 06.07.2011).

По данным этой работы, содержание Cr, Mn, Ni, Cu, Zn, и Pb в некоторых образцах превышало ПДК в рыбе, рекомендуемые FAO/ВОЗ. Результаты мониторинга в регионе АЭС «Руппур» показывают, что в отдельных пробах рыбы концентрация Mn была несколько выше стандарта FAO [31], а содержание Sb в ряде образцов превышало значения, рекомендуемые FAO/ВОЗ [15]. Эти металлы не представляют канцерогенную опасность, но их комбинированное воздействие может негативно влиять на здоровье человека.

**Заключение.** Основываясь на результатах проведённого в 2014–2017 гг. радиационно-экологического мониторинга водных экосистем в 30-км зоне АЭС «Руппур», мы можем прийти к выводу, что экологическая обстановка исследуемой территории в целом является благополучной. Её определяют как климатические особенности региона, так и антропогенное влияние.

Показано, что содержание в поверхностных и подземных водах органических загрязнителей находится ниже или на уровне порога их обнаружения приборами (бензпирен — менее  $0,01 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ ; фенолы —  $1,3\text{--}3,5 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ ; нефтепродукты —  $0,01\text{--}0,043 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$ ). Объёмная активность в водах р. Падма  $^{137}\text{Cs}$  за весь период наблюдений не превышала  $0,18 \text{ Бк}\cdot\text{л}^{-1}$  при среднем значении  $0,07$ . Содержание  $^{90}\text{Sr}$  находилось в диапазоне  $0,02\text{--}0,12 \text{ Бк}\cdot\text{л}^{-1}$ , а  $^3\text{H}$  —  $0,8\text{--}2,1 \text{ Бк}\cdot\text{л}^{-1}$ . Средняя удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  в донных отложениях варьировала от  $0,5$  до  $1,8 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ , а  $^{137}\text{Cs}$  — от  $0,8$  до  $2,1 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ . Удельная активность  $^3\text{H}$  в донных отложениях составляла менее  $3 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ , за исключением трёх проб в 2017 г. ( $12\text{--}30 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ ), что обусловлено, по всей видимости, локальным загрязнением. Удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  в высшей водной растительности была на уровне  $0,4\text{--}3,9 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ , а  $^{137}\text{Cs}$  —  $0,4\text{--}1,0 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ . В питьевой воде объёмная активность нормируемых радионуклидов колебалась в следующих диапазонах:  $^{137}\text{Cs}$  —  $0,03\text{--}0,27 \text{ Бк}\cdot\text{л}^{-1}$ ;  $^{90}\text{Sr}$  —  $0,01\text{--}0,16 \text{ Бк}\cdot\text{л}^{-1}$ ;  $^3\text{H}$  —  $0,4\text{--}1,2 \text{ Бк}\cdot\text{л}^{-1}$ . Удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  в рыбе варьировала от  $0,02$  до  $1,6 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ . Содержание  $^{137}\text{Cs}$  в рыбе находилось в пределах  $0,26\text{--}0,3 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ .

Несколько хуже обстоит дело в регионе исследования с загрязнением водных экосистем тяжёлыми металлами, что обусловлено сбросами токсикантов промышленными предприятиями. Содержание As в воде р. Падма находится на уровне  $0,9\text{--}3,6 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$  при среднем  $2,6$ . Концентрация Ni варьирует от  $1,7$  до  $19,5 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ . Максимальное содержание Cu в водах р. Падма за период наблюдений достигало  $7,7 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ . Концентрация Mn варьировала в диапазоне  $1,7\text{--}51,9 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ . Содержание в поверхностных водах Fe в среднем составляло  $0,03\text{--}0,2 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$  (при максимуме  $0,8 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$ ). Анализ данных по концентрации Al в воде р. Падма показал, что почти в половине образцов его содержание превышало ПДК; наибольшее значение составило  $595 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ , что в 3 раза выше ПДК. Среднее содержание As в донных отложениях превышало его ПДК в почве более чем в 35 раз и коррелировало с данными по концентрации его в поверхностных водах р. Падма. Среднее содержание Cd в донных отложениях составляло  $1,3\text{--}2,7 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ , что выше ОДК почв в  $1,5\text{--}2,5$  раза. Концентрация Pb в донных отложениях варьировала в диапазоне  $3,6\text{--}25,4 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ . В отдельные годы наблюдений отмечено превышение содержания As в питьевой воде региона АЭС «Руппур». Концентрация Mn в подземных водах в течение всего периода наблюдений варьировала от  $52$  до  $1036 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ . Во всех пробах питьевой воды 2016–2017 гг. содержание Mn превышало верхний предел, установленный международными и российскими стандартами.

Заложенная сеть мониторинга позволит регистрировать изменение ситуации в зоне воздействия АЭС «Руппур» и выявлять влияние работы атомной электростанции на экологическую обстановку в регионе, включая Бенгальский залив Индийского океана. Результаты, полученные в ходе выполнения радиоэкологических исследований компонентов водных экосистем, дадут возможность оценить дозовые нагрузки на человека и гидробионтов за счёт техногенно изменённого фона в регионе.

*Работа выполнена при поддержке Российского научного фонда (грант № 18-19-00016).*

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

1. СП 151.13330.2012 *Инженерные изыскания для размещения, проектирования и строительства АЭС. Ч. I. Инженерные изыскания для разработки предпроектной документации (выбор пункта и выбор площадки размещения АЭС)*. Москва, 2013. 187 с. [SP 151.13330.2012 *Inzhenernye izyskaniya dlya razmeshcheniya, proektirovaniya i stroitel'stva AES. Ch. I. Inzhenernye izyskaniya dlya razrabotki predproektnoi dokumentatsii (vybor punkta i vybor ploshchadki razmeshcheniya AES)*. Moscow, 2013, 187 p. (in Russ.)]
2. СП 151.13330.2012 *Инженерные изыскания для размещения, проектирования и строительства АЭС. Ч. II. Инженерные изыскания для разработки проектной и рабочей документации и сопровождения строительства*. Москва, 2013. 155 с. [SP 151.13330.2012 *Inzhenernye izyskaniya dlya razmeshcheniya, proektirovaniya i stroitel'stva AES. Ch. II. Inzhenernye izyskaniya dlya razrabotki proektnoi i rabochei dokumentatsii i soprovozhdeniya stroitel'stva*. Moscow, 2013, 155 p. (in Russ.)]
3. СП 2.6.1.2612-10 *Основные санитарные правила обеспечения радиационной безопасности (ОСПОРБ 99/2010). Санитарные правила и нормы*. Москва, 2010. 83 с. [SP 2.6.1.2612-10 *Osnovnye sanitarnye pravila obespecheniya radiatsionnoi bezopasnosti (OSPORB 99/2010). Sanitarnye pravila i normativy*. Moscow, 2010, 83 p. (in Russ.)]
4. *2018 Edition of the Drinking Water Standards and Health Advisories Tables*. Washington DC, USA : U. S. Environmental Protection Agency, 2018, 12 p.
5. Afrin R., Mia M. Y., Akter S. Investigation of heavy metals (Pb, Cd, Cr, Cu, Hg, and Fe) of the Turag River in Bangladesh. *Journal of Environmental Science and Natural Resources*, 2014, vol. 7, no. 2, pp. 133–136. <https://doi.org/10.3329/jesnr.v7i2.22221>
6. Ahmed M. K., Ahamed S., Rahman S., Haque M. R., Islam M. M. Heavy metals concentration in water, sediments and their bioaccumulations in some freshwater fishes and mussel in Dhaleshwari River, Bangladesh. *Terrestrial and Aquatic Environmental Toxicology*, 2009, vol. 3, no. 1, pp. 33–41.
7. Ahmed M. K., Islam S., Rahman S., Haque M. R., Islam M. M. Heavy metals in water, sediment and some fishes of Buriganga River, Bangladesh. *International Journal of Environmental Research*, 2010, vol. 4, iss. 2, pp. 321–332. <https://dx.doi.org/10.22059/ijer.2010.24>
8. Ahmed M. K., Shaheen N., Islam M. S., Al-Mamun M. H., Islam S., Islam M. M., Kundu G. K., Bhattacharjee L. A comprehensive assessment of arsenic in commonly consumed foodstuffs to evaluate the potential health risk in Bangladesh. *Science of the Total Environment*, 2016, vol. 544, pp. 125–133. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.133>
9. Ali M. M., Ali M. L., Islam S., Rahman Z. Preliminary assessment of heavy metals in water and sediment of Karnaphuli River, Bangladesh. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 2016, vol. 5, pp. 27–35. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2016.01.002>
10. Arefin M. T., Rahman M. M., Wahid-U-Zzaman M., Kim J.-E. Heavy metal contamination in surface water used for irrigation: Functional assessment of the Turag River in Bangladesh. *Journal of Applied Biological Chemistry*, 2016, vol. 59, iss. 1, pp. 83–90. <https://doi.org/10.3839/jabc.2016.015>
11. Bai L., Liu X.-L., Hu J., Li J., Wang Z.-L., Han G., Li S.-L., Liu C.-Q. Heavy metal accumulation in common aquatic plants in rivers and lakes in the Taihu basin. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2018, vol. 15, no. 12, art. 2857 (12 p). <https://doi.org/10.3390/ijerph15122857>
12. Bakali B., Mia M. Y., Zakir H. M. Water quality evaluation of Tongi area in Bangladesh: An impact of industrialization. *Journal of Chemical Biological and Physical Sciences*, 2014, vol. 4, no. 2, pp. 1735–1752.
13. Bhuiyan M. A. H., Suruvi N. I., Dampare S. B., Islam M. A., Quraishi S. B., Ganyaglo S., Suzuki S. Investigation of the possible sources of heavy metal contamination in lagoon and canal water in the tannery industrial area in Dhaka, Bangladesh. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2011, vol. 175, iss. 1–4, pp. 633–649. <https://doi.org/10.1007/s10661-010-1557-6>

14. Chakraborty S. R., Mollah A. S., Begum A., Ahmad G. U. Radioactivity in drinking water of Bangladesh. *Japanese Journal of Health Physics*, 2005, vol. 40, no. 2, pp. 191–201. <https://doi.org/10.5453/jhps.40.191>
15. *Codex Alimentarius. General Standard for Contaminants and Toxins in Food and Feed (CODEX STAN 193-1995)*. Adopted in 1995. Revised in 1997, 2006, 2008, 2009. Amendment 2010, 2012, 2013, 2014, 2015. FAO/WHO, 2015, 59 p.
16. Fendorf S., Michael H. A., van Geen A. Spatial and temporal variations of groundwater arsenic in South and Southeast Asia. *Science*, 2010, vol. 328, iss. 5982, pp. 1123–1127. <https://doi.org/10.1126/science.1172974>
17. *Fourth National Report to the Convention on Biological Diversity: Biodiversity National Assessment and Programme of Action 2020* / Ministry of Environment and Forests, Government of Bangladesh, Dhaka. Bangladesh, 2010, 112 p.
18. *Guidelines for Drinking-water Quality: Fourth Edition Incorporating First Addendum*. Geneva : World Health Organization, 2017, 541 p.
19. Islam M. S., Ahmed M. K., Raknuzzaman M., Mamun M. H. A., Islam M. K. Heavy metal pollution in surface water and sediment: A preliminary assessment of an urban river in a developing country. *Ecological Indicators*, 2015, vol. 48, pp. 282–291. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.08.016>
20. Islam M. Z., Noori A., Islam R., Azim M. A., Quraishi S. B. Assessment of the contamination of trace metal in Balu River water, Bangladesh. *Journal of Environmental Chemistry and Ecotoxicology*, 2012, vol. 4, no. 14, pp. 242–249.
21. Islam S. N., Singh S., Shaheed H., Wei S. Settlement relocations in the char-lands of Padma River basin in Ganges delta, Bangladesh. *Frontiers of Earth Science in China*, 2010, vol. 4, iss. 4, pp. 393–402. <https://doi.org/10.1007/s11707-010-0122-5>
22. Kabata-Pendias A. *Trace Elements in Soils and Plants*. 4<sup>th</sup> edition. Boca Raton, FL, USA : CRC Press ; Taylor & Francis Group, 2010, 548 p. <https://doi.org/10.1201/b10158>
23. Kaisar M. I., Adhikary R. K., Dutta M., Bhovmik S. Diversity of aquatic weeds of Noakhali Sadar in Bangladesh. *American Journal of Scientific and Industrial Research*, 2016, vol. 7, no. 5, pp. 117–128.
24. Karim R., Karim M. E., Muhammad-Sukki F., Abu-Bakar S. H., Bani N. A., Munir A. B., Kabir A. I., Ardila-Rey J. A., Mas'ud A. A. Nuclear energy development in Bangladesh: A study of opportunities and challenges. *Energies*, 2018, vol. 11, no. 7, art. 1672 (15 p.). <https://doi.org/10.3390/en11071672>
25. Kawser A., Baki M. A., Kundu G. K., Islam S., Islam M., Hossain M. Human health risks from heavy metals in fish of Buriganga River, Bangladesh. *SpringerPlus*, 2016, vol. 5, art. 1697 (12 p.). <https://doi.org/10.1186/s40064-016-3357-0>
26. Khalil I., Majumder R. K., Kabir Z., Deeba F., Khan N. I., Ali I., Paul D., Haydar A., Islam S. M. A. Assessment of natural radioactivity levels and identification of minerals in Brahmaputra (Jamuna) River sand and sediment, Bangladesh. *Radiation Protection and Environment*, 2016, vol. 39, iss. 4, pp. 204–211. <https://doi.org/10.4103/0972-0464.199980>
27. Mohiuddin K. M., Ogawa Y., Zakir H. M., Otomo K., Shikazono N. Heavy metals contamination in water and sediments of an urban river in a developing country. *International Journal of Environmental Science & Technology*, 2011, vol. 8, iss. 4, pp. 723–736. <https://doi.org/10.1007/BF03326257>
28. Molla M. A., Saha N., Salam S. A., Rakib-uz-Zaman M. Surface and groundwater quality assessment based on multivariate statistical techniques in the vicinity of Mohanpur, Bangladesh. *International Journal of Environmental Health Engineering*, 2015, vol. 4, iss. 1, art. 18 (9 p.). <https://doi.org/10.4103/2277-9183.157717>
29. Mollah A. S., Chakraborty S. R. Radioactivity and radiation levels in and around the proposed nuclear power plant site at Rooppur. *Japanese Journal of Health Physics*, 2009, vol. 44, iss. 4, pp. 408–413. <https://doi.org/10.5453/jhps.44.408>
30. *National Sustainable Development Strategy (2010–2021)* / General Economics Division, Planning Commission ; Government of the People's Republic of Bangladesh. Bangladesh, 2013, 144 p.
31. Nauen C. E. *Compilation of Legal Limits for Hazardous Substances in Fish and Fishery Products*. Rome : FAO, 1983, 102 p. (FAO Fisheries Circular ; no. 764).
32. Pescod M. B. *Wastewater Treatment and Use in Agriculture – FAO Irrigation and Drainage Paper 47*. Rome : FAO, 1992, 156 p.

33. Pravin U. S., Trivedi P., Ravindra M. M. Sediment heavy metal contaminants in Vasai Creek of Mumbai: Pollution impacts. *American Journal of Chemistry*, 2012, vol. 2, no. 3, pp. 171–180. <https://doi.org/10.5923/j.chemistry.20120203.13>
34. *Programmes and Systems for Source and Environmental Radiation Monitoring*. Vienna : International Atomic Energy Agency, 2010, 232 p. (Safety Reports Series ; no. 64).
35. Rahman M. A., Huda M. Study of the seasonal variations in physicochemical and biological aspects of the Padma River at Paturia Ghat, Manikganj. *Jahangirnagar University Environmental Bulletin*, 2012, vol. 1, pp. 55–66. <https://doi.org/10.3329/jueb.v1i0.14548>
36. Saha N., Zaman M. Concentration of selected toxic metals in groundwater and some cereals grown in Shibganj area of Chapai Nawabganj, Rajshahi, Bangladesh. *Current Science*, 2011, vol. 101, no. 3, pp. 427–431.
37. Sharif M. I., Hannan M. A. *Guide to the Environmental Conservation Act 1995 and Rules 1997* / Bangladesh Centre for Advanced Studies (BCAS). Dhaka, Bangladesh, 1999.
38. Shikazono N., Tatewaki K., Mohiuddin K. M., Nakano T., Zakir H. M. Sources, spatial variation, and speciation of heavy metals in sediments of the Tamagawa River in Central Japan. *Environmental Geochemistry and Health*, 2012, vol. 34, no. 1, pp. 13–26. <https://doi.org/10.1007/s10653-011-9409-z>
39. Zakir H. M., Rahman M. M., Rahman A., Ahmed I., Hossain M. A. Heavy metals and major ionic pollution assessment in waters of midstream of the River Karatoa in Bangladesh. *Journal of Environmental Science and Natural Resources*, 2012, vol. 5, no. 2, pp. 149–160.

**COMPREHENSIVE RADIOECOLOGICAL MONITORING  
OF FRESHWATER ECOSYSTEMS  
IN THE VICINITY OF ROOPPUR NPP (PEOPLE'S REPUBLIC OF BANGLADESH)\***

**R. A. Mikailova<sup>1</sup>, D. N. Kurbakov<sup>1</sup>, E. V. Sidorova<sup>1</sup>, I. V. Geshel<sup>1</sup>,  
N. V. Andreeva<sup>1</sup>, Yu. V. Sorokin<sup>2</sup>, and A. V. Panov<sup>1</sup>**

<sup>1</sup>Russian Institute of Radiology and Agroecology, Obninsk, Russian Federation

<sup>2</sup>Russian Federal Research Institute of Fisheries and Oceanography, Moscow, Russian Federation

E-mail: [riar@mail.ru](mailto:riar@mail.ru)

The paper presents experience of developing and maintaining a system of radioecological monitoring of freshwater ecosystems in the vicinity of Rooppur Nuclear Power Plant (Bangladesh). Components of freshwater ecosystems in the zone of NPP impact are both very informative for determining the environmental state and very important for conducting economic activities. Therefore, the issue of assessing and predicting quality of freshwater ecosystems in the vicinity of NPP is relevant for ensuring radiation and environmental safety. During the studies, we developed a detailed monitoring program; selected observation points for the state of surface water and groundwater at different distances from Rooppur NPP; determined monitoring objects (water, bottom sediments, higher aquatic vegetation, and fish), list of parameters to be studied, observation regulation, methods, and regulatory and technical support. Among the indicators controlled we considered the following ones: physicochemical properties of water and bottom sediments; radionuclide content of components of freshwater ecosystems including natural (<sup>40</sup>K, <sup>226</sup>Ra, and <sup>232</sup>Th) and technogenic (<sup>90</sup>Sr, <sup>137</sup>Cs, and <sup>3</sup>H) radionuclides; and content of 19 heavy metals, as well as chemical pollutants. Monitoring studies were conducted in 2014–2017, considering climatic peculiarities of the region at different periods of the year. Radionuclides in environmental objects were determined by spectrometry and radiochemistry; heavy metals – by atomic absorption and plasma emission analysis methods. It was established that higher aquatic vegetation in the Padma River is found not in all seasons. In December, it was almost absent. The maximum species diversity was registered in June. Differences between surface water and groundwater in the vicinity of Rooppur NPP were distinguished for several physical and chemical characteristics. Values of drinking water total mineralization and hardness were higher than that of surface

\*The materials of the article were presented at the Readings in memory of Academician G. G. Polikarpov "Radiochemoecology: Progress and Prospects" (Sevastopol, IBSS, 2019).



water by 2–3 times. This is due to Padma River water composition, the basis of which is meltwater and rainwater. Organic pollutants content in surface water and groundwater was below detection limits or at minimum ones (benzopyrene – less than  $0.01 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ; phenols –  $1.3\text{--}3.5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ; and petroleum products –  $0.01\text{--}0.043 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ). Activity concentration of  $^{137}\text{Cs}$  in Padma River water did not exceed  $0.18 \text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$  (with a mean of  $0.07 \text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$ ) during the observation period. The content of  $^{90}\text{Sr}$  was  $0.02\text{--}0.12 \text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$ , and the concentration of  $^3\text{H}$  varied in the range of  $0.8\text{--}2.1 \text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$ . Mean specific activity of  $^{90}\text{Sr}$  in bottom sediments was  $0.5\text{--}1.8 \text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ , and  $^{137}\text{Cs}$  –  $0.8\text{--}2.1 \text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Specific activity of  $^3\text{H}$  in bottom sediments was less than  $3 \text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ , except for 3 samples in 2017 ( $12\text{--}30 \text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ ), which was most likely due to a local pollution. Specific activity of  $^{90}\text{Sr}$  in higher aquatic vegetation was  $0.4\text{--}3.9 \text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ , and  $^{137}\text{Cs}$  –  $0.4\text{--}1.0 \text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ . In drinking water, activity concentrations of radionuclides were as follows:  $^{137}\text{Cs}$  –  $0.03\text{--}0.27 \text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$ ;  $^{90}\text{Sr}$  –  $0.01\text{--}0.16 \text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$ ;  $^3\text{H}$  –  $0.4\text{--}1.2 \text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$ . Specific activity of  $^{90}\text{Sr}$  in fish was  $0.02\text{--}1.6 \text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ . The content of  $^{137}\text{Cs}$  in fish was  $0.26\text{--}0.3 \text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Analysis of monitoring data on heavy metal levels in components of freshwater ecosystems in the vicinity of Rooppur NPP showed that for a number of elements their increased concentrations were recorded, most of which belong to monsoon season. In Padma River surface water, a repeating increase in As, Cd, Mn, and Al concentrations was noted, and in bottom sediments – an increase in As, Cd, Ni, Co, and Zn content, which was associated with anthropogenic impact and increasing runoff of pollutants during monsoon rains. Repeatedly increased As and Mn concentrations were noted in drinking water of Rooppur NPP 30-km zone. In separate samples, there was an increase in Fe and Al content. This might be due to both natural peculiarities of the region (relatively high As content in aquifers) and the state of water supply systems. Obtained results and developed network of radioecological monitoring of freshwater ecosystems would make it possible to register a change in the situation and to identify impact of Rooppur NPP operation on human population and the environment.

**Keywords:** Bangladesh, Rooppur NPP, water resources, freshwater ecosystems, Padma River, drinking water, radioecological monitoring, radionuclides, heavy metals, chemical pollution