

УДК 574.41.5:539.163

*А. П. Голубев, В. Г. Сикорский, В. Н. Калинин, А. В. Раздорских***СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ЭКОСИСТЕМ ВОДОЕМОВ БЕЛОРУССКОГО СЕКТОРА ЗОНЫ ЧАЭС**

В статье проанализированы данные по радиоактивному загрязнению Белорусского сектора зоны ЧАЭС за последние годы.

Приведено объяснение межгодовых колебаний радиоактивности экосистем исследованных водоемов.

Введение

Авария на ЧАЭС привела к радиоактивному загрязнению обширных регионов восточной части Полесской низменности. В 30-километровой зоне отчуждения ЧАЭС оказались значительные площади бассейнов рек Припяти и Днепра с их притоками, пойменные озера, болота, водохранилища и мелиоративные каналы. Поступившие в водоемы техногенные радионуклиды сконцентрировались преимущественно в донных отложениях и макрофитах и в значительно меньшей степени – в водной толще, зоопланктоне и зообентосе [1], [2], [3].

За послеварийный период уровни радиоактивного загрязнения наземных и водных экосистем зоны ЧАЭС, преимущественно вследствие естественного распада радионуклидов, значительно снизились, однако в отдельных водоемах они остаются еще очень высокими. Наряду с этим в последние годы в поверхностных слоях почвы на фоне снижения активности основных дозообразующих радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs отмечается рост активности трансурановых элементов, в первую очередь ^{241}Am – дочернего продукта распада ^{241}Pu [4]. Это дает основание прогнозировать наступление третьего, после «йодного» и «цезиевого», «америциевого» этапа эволюции радиоактивного загрязнения зоны ЧАЭС. Однако определение активности трансурановых элементов в водоемах белорусского сектора зоны ЧАЭС до последних лет вообще не проводилось.

В 2005–2008 гг. нами проведены исследования уровней активности наиболее массовых радионуклидов (^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{241}Am и др.) в экосистемах водоемов ближней зоны ЧАЭС – в затоке Припяти, в озере Персток и в Борщевском затоплении. Все водоемы находятся на расстоянии 15–20 км от ЧАЭС. Для первых двух водоемов настоящая работа явилась продолжением радиоэкологических исследований, выполняемых нами начиная с 1986 г. [3].

Характеристика модельных водоемов. *Затока Припяти* расположена на левом берегу реки, у бывшей паромной переправы, между деревнями Красноселье и Довляды. Затока находится в неглубокой котловине, ее левый берег выше и круче правого. Дно у левого берега, круто уходящее вниз, на большом протяжении сопряжено с береговым склоном. Берега покрыты древесно-кустарниковой растительностью, в которой доминируют разные виды ивы и ольха черная.

Припять в низовьях характеризуется значительными (до 5–7 м) сезонными и многолетними колебаниями уровня воды. Обычно преобладающая часть годового стока (до 60%) формируется в марте–мае. Это обусловлено таянием снегов, что приводит к весеннему половодью и затоплению обширных участков низменной заболоченной поймы. Поэтому максимальный годовой уровень воды обычно наблюдается в период весеннего половодья, а минимальный – в конце лета – начале осени.

Озеро Персток находится в пойме Припяти, в 2 км от ее русла, вблизи деревни Масаны. Ложе озера вытянуто в меридиональном направлении. Северо-восточный берег высокий, песчаный, поросший сосной; юго-западный берег низкий, заболоченный, порос лиственными деревьями и кустарниками. Озеро непроточное, лишь иногда в периоды очень высоких паводков в него с юго-запада проникают воды Припяти.

Питание озера осуществляется преимущественно за счет паводковых и грунтовых вод, а также атмосферных осадков. Поэтому после малоснежной зимы и (или) в жаркое засушливое лето урез воды может отступать на 6–9 м от среднего многолетнего уровня, обнажая широкую литоральную зону. В засушливом 2002 г. батиметрические характеристики озера были следующими: длина – 1 450 м, максимальная ширина – 98 м, средняя ширина – 62 м; площадь водного зеркала – 0,9 км², максимальная глубина – 1,6 м.

Борщевское затопление представляет водоем, вытянутый с северо-запада на юго-восток на 16,7 км. На северо-западе оно начинается западнее плотины, на Погонянском канале между деревнями Масаны и Борщевка, а на юго-востоке достигает окрестностей деревни Чемков. Сток из затопления находится в его юго-восточной оконечности, вода по понижениям рельефа поступает в мелиоративную систему Украины вблизи деревни Машево. Затопление начало

формироваться в 1990-х годах в результате снижения пропускной способности находящейся в этом районе сети мелиоративных каналов. В первую очередь в зону затопления попали мелиоративные каналы, заболоченные участки и тальвеги ложбин стока.

Затопление оконтурено изогипсой с абсолютной высотой около 110 м. По данным 2000 г., его средняя площадь составляет около 1100 га. Максимальные глубины, достигающие в межень 1,5–2,1 м, приурочены к руслам мелиоративных каналов; в затопленных понижениях рельефа глубины, как правило, не превышают 0,5–1,1 м. В половодье уровень воды повышается незначительно – от 0,2 до 0,8 м. Прозрачность воды – не более 1,1 м. Берега не сформированы, местами заросшие ивой, ольхой черной, березой, а на возвышенностях – сосной. Водоем зарастает преимущественно тростником южным, рогозом и ежеголовником; зарастание идет от берегов каналов и дамб. Водное зеркало на мелководьях на 30–35% покрыто ряской трехдольной, водокрасом обыкновенным, рдестами блестящим и плавающим, в восточной части появились сальвиния плавающая и кувшинка белая. В 2006 г. в затоплении началось массовое развитие телореза алоэвидного, который образует «острова» в открытой части по всей акватории. Погруженные макрофиты представлены урутью колосистой, элодеей канадской, рдестом узколистным, блестящим и сердцевидным. Проективное покрытие растений на разных участках доходит до 50–75%.

Материал и методы. Во всех водоемах исследования проведены в конце июня – начале июля. Пробы донных грунтов отбирали на расстоянии 30–50 см от уреза воды на глубине 20–30 см с помощью стандартного пробоотборника поршневого типа диаметром 43 мм. Отбирали колонки грунта на глубине первых 5 см от поверхности, поскольку в этом слое концентрируется до 90–95% радионуклидов, находящихся в донных отложениях [5]. На каждую пробу отбирали 4–5 колонок, чтобы общий объем грунта составлял приблизительно 500 см³. В затоке Припяти и в озере Персток пробы отбирали в двух биотопах: 1) с песчаными грунтами и слабым развитием макрофитов; 2) с илистыми грунтами и значительным развитием макрофитов. В Борщевском затоплении пробы отбирали вблизи затопленного русла мелиоративного канала, в биотопе, близком по характеристикам к биотопу 1 в вышеназванных водоемах. В местах отбора проб грунта на расстоянии 3–4 м от берега брали пробы воды (вместе с сестоном).

В водоемах отбирали доминирующие формы биоты – моллюсков большого прудовика *Lymnaea stagnalis* и живородки *Viviparus viviparus*, доминирующих видов макрофитов и рыб. Активность радионуклидов в биоте измеряли в день отбора. Пробы биоты гомогенизировали посредством механического раздавливания (моллюски) и разрезания на мелкие фрагменты (растения и рыбы). Пробы донных отложений доводили до воздушно-сухой массы посредством просушивания их на солнце в течение 2–3 суток.

Активность ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs определяли на гамма-бета-спектрометре МКС-АТ1315. Детектором γ -излучения в нем является сцинтилляционный блок с кристаллом NaI(Tl) $\varnothing 63 \times 63$ мм, детектором β -излучения – сцинтилляционный блок с пластмассовым сцинтиллятором $\varnothing 128 \times 8$ мм. Спектрометр обеспечивает регистрацию спектра γ - и β -излучения в диапазоне энергий соответственно 50–3000 и 150–3500 кэВ. Относительное энергетическое разрешение детектора γ -излучения для линии с энергией 661,6 кэВ составляет $8 \pm 0,2\%$. Предел допустимой основной относительной погрешности измерения активности радионуклидов в диапазоне энергий γ -излучения 50–3000 кэВ (спектрометрический метод) и удельной активности радионуклидов ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr (радиометрический метод) при доверительной вероятности 0,95 не превышает $\pm 20\%$.

Активность остальных радионуклидов (¹³⁴Cs, ¹⁵⁴Eu, ¹⁵⁵Eu, ²⁴¹Am) изменяли на гамма-спектрометре Canberra, имеющем многоканальный анализатор DSA-1000 и коаксиальный детектор из особо чистого германия с композитным углеродным окном. Детектор с относительной эффективностью 50% позволяет измерять спектр рентгеновского и γ -излучения в диапазоне от 20 КэВ до 2 МэВ. Для снижения помех от фонового излучения детектор помещен в свинцовый защитный блок модели 747E массой около 1 т. Внутреннюю защиту измерительной камеры обеспечивает кадмиево-медный экран.

Результаты исследования и их обсуждение

В послеаварийный период уровни активности донных грунтов и воды в затоке реки Припяти и в озере Персток показали четкую тенденцию к снижению на фоне значительных, но незакономерных межгодовых колебаний [3]. В целом уровни активности донных отложений в обоих водоемах значительно ниже, чем в первые годы после аварии. Так, в 1992 г. активность ¹³⁷Cs в грунтах затоки Припяти и Перстка была вполне сопоставимой – соответственно до 1770 и 3 700 Бк·м⁻². В 2007–2008 гг. этот показатель в затоке снизился практически до естественного (доаварийного) уровня, тогда как в озере в 2005–2008 г. он оставался весьма высоким – в пределах 173–2 162 Бк·м⁻² (таблица 1).

Таблица 1 – Динамика радиоактивного загрязнения модельных водоемов зоны ЧАЭС в 2004–2008 гг. (числитель – биотоп 1; знаменатель – биотоп 2)

Радионуклид	2004	2005	2006	2007	2008
Донные отложения, кБк м⁻²					
<i>Озеро Персток</i>					
⁹⁰ Sr	–* / –*	–* / 198	<1,9 / <6,9	–** / 338	–** / 1 017
¹³⁷ Cs	678 / 1 975	308 / 942	136 / 1 099	–** / 173	–** / 2 162
<i>Затока Припяти</i>					
⁹⁰ Sr	–** / –**	–** / 4,5	17,3 / 10,7	–**	–* / 5,8
¹³⁷ Cs	48,5 / 46,8	314 / 111	24,9 / 63,2	–**	–**
Вода вместе с сестоном, Бк л⁻¹					
<i>Озеро Персток</i>					
⁹⁰ Sr	3,1 / 13,4	–* / –*	9,2 / 10,9	–* / –*	–* / 7,0
¹³⁷ Cs	19,3 / 13,9	9,5 / 11,9	–* / –*	–* / 5,8	–* / 6,0
<i>Затока Припяти</i>					
⁹⁰ Sr	21,2 / 24,3	–* / –*	–* / 18,6	–**	–* / –*
¹³⁷ Cs	5,0 / 4,8	–* / –*	–* / 0,9	–* / –*	–* / –*

Примечание – * – ниже минимально детектируемой активности; ** – не определяли.

При этом в донных отложениях всех исследованных водоемов активность ¹³⁷Cs значительно выше, чем ⁹⁰Sr (таблица 2).

Таблица 2 – Активность отдельных радионуклидов (кБк·м⁻²) в донных отложениях модельных водоемов зоны ЧАЭС в 2008 г.

Радионуклид	Борщевское затопление	Озеро Персток
K-40*	110,0 ± 26,6	76,0 ± 40,8
K-40**	–***	26,4 ± 4,25
Cs-134**	0,30 ± 0,05	1,07 ± 0,24
Cs-137*	707,2 ± 7,37	2 174,8 ± 10,1
Cs-137**	780,9 ± 45,2	2 149,0 ± 12,0
Sr-90*	22,3 ± 12,7	1 016,6 ± 20,8
Eu-154**	2,20 ± 0,75	8,59 ± 0,64
Eu-155**	0,83 ± 0,29	2,56 ± 0,79
Am-241**	12,8 ± 1,50	40,0 ± 4,55

Примечание – * – определение на гамма-бета-спектрометре МКС-АТ1315; ** – определение на анализаторе Canberra; *** – ниже минимально детектируемой активности.

Это обусловлено разной подвижностью обоих радионуклидов в среде, а также наличием в ближней зоне ЧАЭС так называемых «цезиевых пятен».

Основными факторами снижения радиоактивности донных грунтов в обоих водоемах является естественный распад радионуклидов, а в затоке Припяти – также их вынос течением воды в главное русло. Более медленное снижение активности донных отложений в непроточном озере Персток обусловлено тем, что распад радионуклидов здесь в определенной степени компенсируется их постоянным поступлением с прибрежных территорий.

Для водоемов зоны ЧАЭС установлена положительная корреляция между активностью ¹³⁷Cs в моллюсках и в донных отложениях [3]. Поэтому нынешний уровень радиоактивного загрязнения биоты озера Персток хотя и уменьшился на 1–2 порядка по сравнению с 1986–1990 гг., но остается еще достаточно высоким (таблица 3). Напротив, радиоактивное загрязнение биоты в затоке Припяти γ -излучателями (¹³⁷Cs и др.) снизилось практически до естественного уровня, который для пресноводного зообентоса не превышает 4–8 Бк·кг⁻¹ [6]. Межгодовые колебания радиоактивности экосистем исследованных водоемов обусловлены многими причинами. В почвенном покрове прибрежных террас водоемов сохраняются значительные запасы радионуклидов, распределение которых отличается мозаичностью. Поэтому одной из основных причин многолетних колебаний активности донных грунтов в прибрежной зоне водоемов и их биоты являются изменения положения береговой линии, вызванные многолетними и сезонными колебаниями уровня воды [3].

Таблица 3 – Динамика активности биоты модельных водоемов зоны ЧАЭС (Бк·кг⁻¹ сырой массы) в 2004–2008 гг.

Водоем	Радионуклид	Большой прудовик	Живородка	Макрофиты	Рыба
2004					
Припять	⁹⁰ Sr	123,4	85,7	—**	—**
	¹³⁷ Cs	39,2	25,2	—**	—**
Персток	⁹⁰ Sr	22 195	7 055	—**	—**
	¹³⁷ Cs	567,8	541,7	—**	—**
Борщевское затопление	⁹⁰ Sr	—**	—**	—**	—**
	¹³⁷ Cs	—**	—**	—**	—**
2005					
Припять	⁹⁰ Sr	168,2	125,3	62,8	56,6–89,3
	¹³⁷ Cs	—*	15,5	54,1	257–318
Персток	⁹⁰ Sr	17 665	13 844	2 191	862
	¹³⁷ Cs	979,0	1 638	2 634	6 681
Борщевское затопление	⁹⁰ Sr	—**	—**	—**	—**
	¹³⁷ Cs	—**	—**	—**	392–2 772
2006					
Припять	⁹⁰ Sr	5,5	125–140,0	19,2	—**
	¹³⁷ Cs	16,0	22,0–33,0	89,1	—**
Персток	⁹⁰ Sr	16 272	295,6	<687	—**
	¹³⁷ Cs	518	22,5	456–8 592	—*
Борщевское затопление	⁹⁰ Sr	—**	—**	—**	2 497–2 960
	¹³⁷ Cs	—**	—**	—**	976–3 387
2007					
Припять	⁹⁰ Sr	—**	—**	—**	—**
	¹³⁷ Cs	—**	—**	—**	23–1 855
Персток	⁹⁰ Sr	18 938	—**	9 200–11 148	—**
	¹³⁷ Cs	625	—**	1 224–4 055	365–20 013
Борщевское затопление	⁹⁰ Sr	—**	—**	—**	—**
	¹³⁷ Cs	—**	—**	—**	835–6 550
2008					
Припять	⁹⁰ Sr	—*	169,7	52,4	—**
	¹³⁷ Cs	—*	17,3	6,3	—**
Персток	⁹⁰ Sr	—**	—**	2 841–3 900	—**
	¹³⁷ Cs	—**	—**	493–812	—**
Борщевское затопление	⁹⁰ Sr	—**	—**	—**	—**
	¹³⁷ Cs	—**	—**	—**	1 068–2 974

Примечание – * – ниже минимально детектируемой активности; ** – не определяли.

Значительное воздействие на уровни активности радионуклидов в разных компонентах непроточных водных экосистем оказывает также их миграция в направлениях «донные отложения ↔ вода ↔ биота». Так, с 2007 г. отмечается увеличение уровня активности донных отложений озера Персток. В этот период отмечено массовое развитие в пелагиали озера телореза алоэвидного, что увеличило буферную емкость сообщества макрофитов для ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs и способствовало увеличению их депонирования. В осенне-зимний период преобладающая часть депонированного пула радионуклидов с отмершей биомассой макрофитов переходит в донные отложения, а остаток – в воду. В следующий сезон вегетации эти радионуклиды вновь вовлекаются в биотический круговорот. Наряду с этим интенсификация фотосинтеза у одноклеточных водорослей и погруженных макрофитов в летний период приводит к увеличению pH водной толщи, что способствует росту перехода ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs в нерастворенное состояние с последующим осаждением их в донные отложения [7].

По мере развития погруженных и плавающих макрофитов и уплотнения зарослей полупогруженной растительности ухудшается кислородный режим прибрежной зоны водоема, в ней накапливаются значительные количества органических веществ и биогенных элементов. Массовое развитие плавающих макрофитов в озере Персток негативно сказалось и на сообществе зообентоса. Так, за последние два года численность популяции большого прудовика здесь снизилась до критического уровня, а в 2008 г. в местах отбора проб встречались лишь единичные особи. Если подобная тенденция сохранится, можно прогнозировать полное исчезновение данного вида, прежде доминировавшего в сообществе зообентоса. Это приведет к снижению значения данного сообщества в процессах биогенной миграции радионуклидов в озере Персток.

В 2008 г. в донных отложениях озера Персток и Борщевского затопления еще отмечалась незначительная активность короткоживущих радионуклидов ^{134}Cs , ^{154}Eu и ^{155}Eu (периоды полураспада соответственно 2,1; 8,6 и 4,8 года). Наряду с этим, в донных отложениях указанных водоемов зарегистрирована достаточно высокая активность долгоживущего ^{241}Am (период полураспада – 458 лет). В донных отложениях затоки Припяти, а также в водной толще и биоте всех водоемов указанные радионуклиды не отмечены (таблица 2). В будущем в экосистемах водоемов ближней зоны ЧАЭС наряду со снижением активности основных дозообразующих (^{137}Cs , ^{90}Sr) и полным исчезновением короткоживущих радионуклидов следует ожидать роста активности долгоживущего ^{241}Am .

Выводы

Таким образом, в настоящее время Персток продолжает оставаться наиболее загрязненным радионуклидами водоемом в белорусском секторе зоны ЧАЭС, тогда как уровень радиоактивного загрязнения в затоке Припяти приближается к доаварийному состоянию. Борщевское затопление имеет промежуточный уровень радиоактивного загрязнения.

В послеварийный период на значительной части территории зоны ЧАЭС наблюдается интенсивный процесс вторичного подтопления и заболачивания. В почвенном покрове окрестностей исследованных водоемов сосредоточены значительные запасы ^{241}Am . Так, в верхнем слое почвы окрестностей деревни Масаны содержание ^{241}Am в настоящее время в среднем составляет 300–400 Бк·кг⁻¹ при максимальных значениях более 600 Бк·кг⁻¹ [8]. По нашим данным, аналогичные показатели для донных грунтов озера близлежащих водоемов – озера Персток и Борщевского затопления – составляют соответственно 324 и 131 Бк·кг⁻¹.

Запасы ^{241}Am в почвенном слое неизбежно перейдут в донные отложения обводняемых территорий. Подвижность радионуклидов в водной среде значительно выше, чем в почве. Это способствует быстрому включению ^{241}Am в трофические сети образовавшихся водоемов и его выносу околводными животными (напр., водоплавающими птицами) в наземные биотопы, в т. ч. находящиеся за пределами зоны ЧАЭС. Наряду с этим ^{241}Am , для которого характерен α -распад, может стать важным дозообразующим фактором для водных организмов при внутреннем облучении.

Поэтому представляют особый интерес Борщевское затопление как полигон для исследований миграции радионуклидов в формирующихся водных экосистемах в ближней зоне ЧАЭС и значения их биоты в этих процессах.

Работа выполнена при поддержке Белорусского республиканского фонда фундаментальных исследований (проект № Б07М – 152).

Литература

1. Распределение радионуклидов по основным компонентам озерных экосистем зоны отчуждения Чернобыльской АЭС / Д. И. Гудков [и др.] // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2005. – Т. 45, № 3. – С. 271–280.
2. Голубев, А. П. Функциональная роль брюхоногих моллюсков в процессах миграции радионуклидов в водоемах белорусского сектора зоны отчуждения ЧАЭС / А. П. Голубев, В. Ю. Афонин, В. Н. Калинин // Проблемы радіаційної медицини та радіобіології (Київ). – 2005. – Вип. 11. – С. 502–508.
3. Динамика радиоактивного загрязнения экосистем разнотипных водоемов белорусского сектора зоны отчуждения Чернобыльской АЭС / А. П. Голубев [и др.] // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2007. – Т. 47, № 3. – С. 322–332.
4. Научное решение чернобыльских проблем (основные итоги 2001 года) / Комитет по проблемам последствий катастрофы на Чернобыльской АЭС при Совете Министров Республики Беларусь, Респ. науч.-исслед. унитарное предприятие «Институт радиологии». – Минск, 2002. – 44 с.
5. Евдокимов, В. Н. Многолетняя динамика радионуклидов в донных отложениях озера Персток (10-км зона ЧАЭС) / В. Н. Евдокимов, К. М. Киреенко, В. С. Пискунов // Экологические проблемы Полесья и сопредельных территорий. – Гомель, 2000. – С. 34–35.
6. Сытник, Ю. М. Накопление стронция-90 и цезия-137 в экосистеме Килийской бухты Дуная : автореф. ... дис. канд. биол. наук : 03.00.18 / Ю. М. Сытник ; Ин-т. гидробиологии АН Украины. – Киев, 1992. – 20 с.
7. Чистик, О. В. Радиоэкология : курс лекций / О. В. Чистик. – Минск : МГЭУ им. А. Д. Сахарова, 2007. – 128 с.
8. Подходы к проведению картирования территории Полесского государственного радиационно-экологического заповедника / О. М. Галочкина [и др.] // Экологический вестник. – 2008. – № 1(4). – С. 31–38.

Summary

The given article analyses the data of Belarusian nuclear pollution in the Chernobyl nuclear accident zone for the last years and explains the radio-activity Interannual fluctuations of ecosystems of the investigated reservoirs.

Поступила в редакцию 30.03.09.