

РОЛЬ ФИТОПЛАНКТОНА В САМООЧИЩЕНИИ ВОДОЕМОВ С РАДИОНУКЛИДНЫМ ЗАГРЯЗНЕНИЕМ

© 2022 г. А. В. Сафонов^{а, *}, А. В. Огнистая^б, К. А. Болдырев^в,
Д. А. Зеленина^а, Л. Г. Бондарева^г, И. Г. Тананаев^{а, б}

^а Институт физической химии и электрохимии им. А.Н. Фрумкина РАН,
119071, Москва, Ленинский пр., д. 31, корп. 4

^б Дальневосточный федеральный университет,
690922, Владивосток, пос. Аякс, д. 10

^в Институт проблем безопасного развития атомной энергетики РАН,
115191, Москва, Большая Тульская ул., д. 52

^г Федеральный научный центр гигиены им. Ф.Ф. Эрисмана,
141014, Мытищи Московской обл., ул. Семашко, д. 2

*e-mail: alexeysafonof@gmail.com

Поступила в редакцию 09.02.2021, после доработки 04.10.2021, принята к публикации 11.10.2021

В обзоре рассмотрено участие фитопланктона в процессах самоочищения водоемов от радионуклидного загрязнения. Проведена оценка подвижности основных радионуклидов в пресноводных водоемах и предложена шкала для оценки опасности основных радионуклидов в условиях пресноводных водоемов. На основании данного подхода определено, что потенциально опасными являются ¹²⁹I, ²³⁷Np, ²²⁶Ra и ⁷⁹Se. Проведен анализ разнообразия сообществ фитопланктона пресноводных водоемов, загрязненных радионуклидами, и систематизированы литературные данные по основным механизмам иммобилизации радионуклидов биомассой фитопланктона. Оценена роль процесса биоминерализации ила в долговременной иммобилизации радионуклидов в донных отложениях.

Ключевые слова: донные отложения, радионуклиды, токсичность, подвижность, поверхностные водоемы.

DOI: 10.31857/S0033831122020022, **EDN:** ECTLXF

ВВЕДЕНИЕ

Одной из глобальных проблем современности является радиоактивное загрязнение водных экосистем, произошедшее в результате ядерных испытаний [1–6], радиационных аварий (например, на Чернобыльской АЭС, ПО «Маяк» в 1957 г., АЭС «Фукусима» и др.), а также обращение с радиоактивными отходами (РАО) на предприятиях атомной промышленности. Примерами загрязнения водоемов при обращении с РАО являются сбросы в естественные водоемы, например, в р. Теча [2], оз. Карачай [3] (ПО «Маяк»), Ирландское море (Селлафилд, Великобритания) [4], а также утечки из поверхностных хранилищ радиоактивных отхо-

дов в Хэнфорде (США) [5], на Сибирском химическом комбинате [6] и других предприятиях.

Поведение техногенных радионуклидов в гидросфере зависит от их физико-химических характеристик: степени окисления, химической формы и состояния в растворе (истинно растворенные, в виде органических или минеральных комплексов, в форме коллоидных или псевдоколлоидных частиц) [7]. Важными факторами миграции радионуклидов в водоемах являются: гидрологический и волновой режим, рельеф дна, глубина [8, 9] и ряд физико-химических характеристик (температурный режим, значения рН, Eh, солесодержание и др.). При благоприятных условиях происходит самоочищение водоема: при постепенном перемешивании вод радионуклиды связываются взвешенными частицами,



Рис. 1. Схема форм нахождения радионуклидов в водоемах.

осаждаются и фиксируются в донных отложениях. Биологические факторы, определяемые особенностями таксономического и функционального разнообразия микрофлоры, фито- и зооценоза [10], также могут играть важную роль в самоочищении водоема, особенно в летние периоды интенсивного развития фитопланктона – так называемого «цветения» водоема [11]. В этом случае при размножении фотосинтезирующих макро- и микроводорослей, а также цианобактерий в водной толще формируется своего рода биосорбент с большой площадью поверхности [12–14]. Численность фитопланктона в пресноводных водоемах в период цветения в ряде случаев превышает 10^9 кл/л, а биомасса – 50 г/м^3 . Отмирание и седиментация клеток в донные отложения приводит к концентрированию радионуклидов в иле. Образование многими микроводорослями и цианобактериями фитохелатинов – ряда макромолекул с различными функциональными группами, позволяющими защищать клетку от токсического воздействия металлов [15], увеличивает иммобилизацию многих металлов в донных отложениях.

Поведение радионуклидов в донных отложениях зависит как от химических свойств самого металла, так и от ряда параметров водоема (аэрации, химического и минерального состава донных отложений). В некоторых случаях наблюдаются сезонное концентрирование радионуклидов в иле и их последующая ремобилизация (обычно зимой и ранней весной при увеличении концентрации кислорода в воде) [7, 8]. Иногда в донных отложениях формируется естественный минерально-органический анаэробный барьер, позволяющий прочно фиксировать

радионуклиды вне зависимости от сезонных условий. Эффективность биогеохимических процессов самоочищения определяется механизмом иммобилизации радионуклидов в донных отложениях (биосорбция, биоаккумуляция в клетках или биоминерализация). В случае биосорбции радионуклидов на поверхности организмов или аккумуляции внутри клетки [16, 17] после лизиса клетки высока вероятность их ремобилизации. Биоминерализация включает совокупность процессов, приводящих к образованию твердых минеральных фаз. Например, при развитии анаэробных микроорганизмов, восстанавливающих сульфат-ионы или трехвалентное железо, формируются малорастворимые осадки пирротина ($\text{Fe}_n\text{S}_{n+1}$), троиллита (FeS) и гидротроиллита ($m\text{FeS} \cdot n\text{Fe}(\text{OH})_2$); рост аэробных бактерий может приводить к образованию ферригидрита ($m\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot n\text{H}_2\text{O}$), гетита (FeOOH) и других осадков [18]. В этом случае может происходить надежная фиксация радионуклидов в донных отложениях. Процессы минералообразования в донных отложениях и их роль в иммобилизации радионуклидов на данный момент малоизучены. Понимание этого процесса и поиск подходов для управления им могут стать важным этапом для очистки водоемов с радионуклидным загрязнением. Таким образом, для прогноза самоочищения водоема и степени фиксации радионуклидов в донных отложениях требуется биогеохимическое моделирование процесса с учетом комплекса различных параметров.

Настоящая работа посвящена обобщению литературных данных об особенностях развития фитопланктона в загрязненных радионуклидами водо-

Таблица 1. Система расчета баллов опасности радионуклидов в пресноводных водоемах

Коллоидообразование, К	Радиотоксичность, УВ, R		Период полураспада,		Коэффициент распределения (K_d)		
			T, годы		на донных отложениях (мг/см^3), A		
Не образуют	1	УВ < 2	3	$T_{1/2} < 2$	1	<10	3
Псевдоколлоиды	2	$2 < \text{УВ} < 100$	2	$2 < T_{1/2} < 50$	2	10–1000	2
Истинные коллоиды	3	УВ > 100	1	$T_{1/2} > 50$	3	1000	1

емах и описанию основных механизмов иммобилизации и седиментации радионуклидов. Особое внимание уделено процессам, способствующим долговременной иммобилизации радионуклидов в донных отложениях.

Основные аспекты поведения радионуклидов в водных объектах. В условиях пресноводных водоемов мобильность радионуклидов зависит от химических свойств элемента, физико-химических параметров среды и других факторов. Основные формы нахождения радионуклидов в водоемах приведены на рис. 1. Большинство актинидов способны сорбироваться на твердых частицах, биологических объектах, а также на органическом и минеральном веществе донных отложений [7]. Многие радионуклиды, особенно актиниды (например, Pu [19]), формируют коллоиды при нейтральных значениях pH среды и по этой причине могут стабилизироваться в водной фазе в дисперсной форме. Большинство радионуклидов может сорбироваться на взвешенных илистых, железистых или глинистых частицах, образуя так называемые псевдоколлоиды [21], способствующие их активному переносу, снижая темпы самоочищения водоема. Некоторые радионуклиды, в первую очередь ^3H , ^{14}C и ^{137}Cs [20], относятся к физиологически активным элементам и аккумулируются клетками. Для характеристики радиотоксичности радионуклидов для человека в нормах радиационной безопасности используется термин уровень вмешательства (УВ), аналогично с предельно допустимыми концентрациями (ПДК) для нерадиоактивных элементов.

Биологическая значимость радионуклида определяется также его периодом полураспада. Так, короткоживущие радионуклиды опасны лишь короткое время после радиационного загрязнения, долгоживущие радионуклиды представляют опасность тысячи и сотни тысяч лет. На основании ряда факторов, включающих также радиотоксичность изотопа (значения УВ по НРБ-2009), мы разработали балльную оценку опасности основных радионуклидов,

актуальных для пресноводных водоемов. Система расчета баллов приведена в табл. 1. Результаты расчета приведены в табл. 2. В качестве результирующего параметра использована псевдоформула вида $AaRbTcKd$, включающая сумму баллов каждого фактора, приведенного в табл. 1 (A – коэффициент распределения на донных отложениях, T – время полураспада, R – радиотоксичность). Из возможных 12 баллов только ^{129}I , ^{237}Np , ^{226}Ra и ^{79}Se характеризуются максимальной опасностью (10 баллов), что обусловлено их высокой биоаккумуляцией, способностью образовывать истинные или псевдоколлоиды, а также длительным периодом полураспада.

В зависимости от физико-химических условий наибольшая подвижность наблюдается у изотопов H, Cl, I, Tc, C и Se.

Уран является наиболее долгоживущим и широко распространенным из актинидов. Загрязнению U подвержены водоемы, находящиеся вблизи предприятий по добыче урановой руды, ее первичной переработке, обогащению, а также в районе заводов по переработке отработанного ядерного топлива (ОЯТ). Значительную роль в загрязнении ураном природных вод играют хвосто- и шламохранилища и хранилища РАО открытого типа [22]. Уран в природных водах находится либо в виде катиона уранила (UO_2^{2+}), либо в виде комплекса с карбонатом. В высококарбонатных пресных водах и океане уранил-ионы лишь частично образуют комплекс с клетками микроорганизмов, находясь преимущественно в растворенном состоянии в карбонатных комплексах. В пресных водах более ожидаемо взаимодействие уранила с клетками и полисахаридами микроорганизмов [20, 23]. В осадках и придонной анаэробной зоне в присутствии восстановленной серы и железа уранил-ионы могут быть восстановлены до четырехвалентного состояния и иммобилизованы в виде твердых фаз уранинита (UO_2) или в виде фосфатных минералов, или быть сорбированы на оксигидроксидах переходных металлов.

Таблица 2. Формы нахождения отдельных радионуклидов в воде

Радионуклид	$T_{1/2}$, годы	Доминирующая форма	K_d , см ² /г		Коллоидообразование		УВ для питьевой воды, Бк/кг	Балльность	
			взвеси [26]	донные осадки [27]	псевдоколлоид	истинный коллоид		псевдоформула	сумма
²⁴¹ Am	432.6	Комплексная (гидроксид)	5×10^3	1.2×10^{56}	+	+	0.69	A1R3T3K2	9
¹⁴ C	5.7×10^3	Связанная, ионная	5	–	–	–	240	A3R1T3K1	8
³⁶ Cl	3.01×10^5	Ионная	0	–	–	–	150	A3R1T3K1	8
²⁴⁴ Cm	18.1	Комплексная	5×10^3	–	+	–	1.1	A1R3T2K2	8
⁶⁰ Co	5.27	Комплексная (гидроксид)	5×10^3	4.4×10^{46}	+	–	40	A1R2T2K1	6
¹³⁴ Cs	2.07	Ионная	1×10^3	2.9×10^{46}	+	–	7.2	A1R2T2K2	7
¹³⁷ Cs	30.17						11	A1R2T2K2	7
¹⁵² Eu	13.54	Комплексная	5×10^2	–	+	–	98	A2R2T2K2	8
¹⁵⁴ Eu	8.59						69	A2R2T2K2	8
⁵⁵ Fe	54.94	Ионная	5×10^3	–	+	+	420	A1R1T3K3	8
³ H	12.32	Связанная	0	–	–	–	7600	A3R1T2K1	8
¹²⁹ I	1.57×10^7	Ионная	10	–	–	–	1.3	A3R3T3K1	10
²³⁷ Np	2.14×10^6	Ионная (окислительные условия)	10^a	–	+	+	1.3	A3R3T3K3	12
²³⁸ Pu	87.7	Комплексная	1×10^5	2.4×10^{46}	+	+	0.6	A1R3T3K3	10
²³⁹ Pu	2.41×10^4						0.55	A1R3T3K3	10
²⁴⁰ Pu	6.56×10^3						0.55	A1R3T3K3	10
²²⁶ Ra	1.60×10^3	Ионная	5×10^2	7.4×10^3	+	–	0.46	A2R3T3K2	10
¹⁰⁶ Ru	1.02	Ионная	5×10^2	7.4×10^4	+	–	20	A2R2T1K1	6
¹²⁵ Sb	2.76	Ионная	5×10^1	1.2×10^3	+	–	120	A2R1T2K2	8
⁷⁹ Se	2.95×10^5	Ионная	5×10^0		+	–	53	A3R2T3K2	10
⁹⁰ Sr	28.90	Ионная	1×10^3	–	+	–	4.9	A2R2T2K2	8
⁹⁹ Tc	2.11×10^5	Ионная	5×10^0	–	+	–	210	A3R1T3K3	10
²³² Th	1.405×10^{10}	Комплексная	1×10^4	1.9×10^5	+	+	0.6	A1R3T3K3	10
²³⁵ U	7.04×10^8	Комплексная (анионная)	5×10^1	–	+	+	2.9	A3R2T3K3	11
²³⁸ U	4.47×10^9	карбонатная)			+	+	3	A3R2T3K3	11

^a Ионная форма при $Eh > 0$ В, минеральная форма при $Eh < 0$ В; ^b данные полевых экспериментов.

Таблица 3. Подвижность элементов в зависимости от окислительно-восстановительных и кислотно-основных условий в водной фазе

Условия		Подвижность				
		очень высокая	высокая	средняя	низкая	очень низкая
Окислительно-восстановительные	Окислительные	H, Cl, I, Tc, C, Se	Mo, U, Se, Ca, F, Sr, Ra, Co, Ni, Ag	Cu, Co, Ni, Cd	Sb, Cs, Tl	Zr, Th, PЗЭ, Pu, Am
	Восстановительные	H, Cl, I, B, C, Se	Ca, F, Sr, Ra	As, Cd, Hg	Si, P, K, Fe, Mn	Zr, Th, PЗЭ, Mo, V, U, Se, Co, Sb, Cs, U, Pu, PЗЭ, Am
Кислотность	Кислые	H, Cl, I, C, Se	Mo, V, U, Se, Re, Ca, Na, Mg, F, Sr, Ra, Zn, Cu, Co, Ni, Hg, Ag, Au	As, Cd	Si, P, K, Pb, Li, Rb, Ba, Be, Bi, Sb, Cs, Fe, Mn	Ti, Zr, Th, PЗЭ, Am
	Нейтральные и щелочные	H, Cl, I, Mo, U, Se, C	Ca, Na, Mg, F, Sr, Ra	As, Cd	Ba, Be, Bi, Sb, Cs	Ti, Sn, Te, Cr, Zr, Th, Co, Ni, PЗЭ, Am

Рассчитанные данные об относительной подвижности элементов в условиях окружающей среды приведены в табл. 3.

С уменьшением ионного радиуса и заряда иона подвижность элементов снижается, что объясняется большим поляризующим действием иона на молекулы воды, что приводит к гидролизу, а, следовательно, и большему комплексообразованию, процессам полимеризации, образованию минеральных фаз (табл. 3) [24]. На подвижность элементов также влияет растворимость доминирующей формы радионуклида в окислительных или восстановительных условиях. Радионуклиды группы редкоземельных элементов (PЗЭ), как правило, обладают низкой растворимостью при нейтральных значениях pH, характерных для природных вод.

Значимыми факторами, определяющим подвижность радионуклида, являются сезонные и суточные изменения значений pH среды. Летом в дневные часы, когда фотосинтез достигает максимума, pH возрастает до 8–9. Зимой, когда преобладают процессы разложения органического вещества с образованием углекислого газа и органических кислот, наблюдается закисление вод [25]. В крупных водоемах на протяжении года pH изменяется в диапазоне 6.5–8.5 [25]. В небольших по размеру

водоемах этот показатель проявляет значительную вариабельность.

Диапазон изменений уровня водородного показателя pH, или чувствительность водоема к закислению, зависит от буферной емкости воды водоема и в первую очередь определяется карбонатно-бикарбонатной буферной системой. Наиболее значительные изменения pH наблюдаются в слабоминерализованных водоемах, расположенных на скальных породах, верховых болотах, сильно выветренных геологических структурах осадочного происхождения [28].

Особенности развития фитопланктона в водоемах с радиационным загрязнением. Большой интерес для радиоэкологов вызывает изучение биогеоценозов водоемов, длительное время подвергавшихся радиоактивному загрязнению. Исследование днепровских водохранилищ, пострадавших после аварийного выброса на Чернобыльской АЭС, показало значительную роль микроводорослей в накоплении Sr и Cs. Максимальное включение этих элементов в биомассу происходило в процессе активного размножения фитопланктона в летний период [28]. В послеаварийный период обнаружены изменения в структуре популяции *Microcystis aeruginosa* Kütz, emend Elenk. – одного из основных возбудителей цветения воды [29]. В период прове-

дения исследований в составе фитопланктона днепровских водохранилищ преобладали диатомовые (Diatomeae), сине-зеленые (Cyanophyta) и зеленые водоросли (Chlorophyta).

Изучение сезонной динамики развития одноклеточных водорослей при попадании стоков с Белоярской АЭС в Белоярское водохранилище показало, что в весенне-летний сезон происходит пятикратное возрастание их численности, что приводит к двукратному уменьшению радиоактивности [30]. В водоеме доминировали 8 видов: *Aphanizomenon flos-aquae*, *Microcystis aeruginosa*, *Coelastrum microporum*, *Oocystis submarina*, *Pediastrum duplex*, *Ceratium hirundinella*, *Oocystis marssonii* и центрические диатомовые водоросли рода *Stephanodiscus* [31].

В техногенных водоемах-хранилищах радиоактивных отходов ПО «Маяк» [32, 33] зафиксированы доминирующие виды сине-зеленых водорослей, вносящих значительный вклад в осаждение загрязнений в донные отложения. При изучении особенностей видового состава планктона оз. Карачай установлено, что высокие значения радиоактивного и химического загрязнения приводят к обеднению сообществ фито- и зоопланктона до монокультур [34], что приводит к деградации биоценозов водоема и снижению его способности к самоочищению. В работе [34] указано, что фитопланктон оз. Карачай имел крайне низкое видовое разнообразие. Исследователями обнаружено всего четыре вида водорослей, включающих цианобактерии *Geitlerinema amphibium*, центрические диатомовые водоросли *Aulacoseira ambigua* (Grun.), зеленые водоросли *Scenedesmus quadricauda* (Turp.), а также желто-зеленые водоросли *Pleurochloris imitans*. В виде спор обнаружены *Aulacoseira ambigua* (Grun.) (диатомовые водоросли) и *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) (зеленые водоросли). При этом в количественном плане развитие фитопланктона было довольно высоким (до 10^{10} кл/л) в зависимости от сезона.

При исследовании водоема охладителя В-2 (оз. Кызыл-Таш, ПО «Маяк») установлено значительное изменение доминантных групп альгопланктона в зависимости от степени загрязнения. До начала использования водоема численность зеленых водорослей достигала 140 тыс. кл/мл, с ростом техногенной нагрузки наблюдалось постепенное

доминирование сине-зеленых водорослей, в период максимального загрязнения доминировали диатомовые водоросли. В этот период продуктивность оз. Кызыл-Таш была около 5 тыс. т/год. К концу 1990-х гг. со снижением техногенной нагрузки биомасса зеленых водорослей возросла от 3 до 7 раз, а биомасса сине-зеленых снизилась в 1.5–2 раза. В расчетных экспериментах установлено, что максимальная стадия самоочищения водоема происходит при формировании донного ила, в массиве которого накапливаются радионуклиды в форме твердых минеральных фаз [12, 35].

Для Теченского каскада водоемов (ТКВ) В-3, В-4, В-10 и В-11, согласно данным работы [34], в летний период наблюдалось массовое развитие фитопланктона, при этом максимальным видовым разнообразием обладали зеленые водоросли. Для водоемов Теченского каскада и Шершневого вдхр. уровень биомассы фитопланктона достигал максимальных величин – 60–70 г/м³ к концу лета. В начале лета основную часть биомассы фитопланктона составляли зеленые и диатомовые водоросли, а в конце лета возрастала доля цианобактерий. В водоемах В-11 и В-10 во второй половине лета формировалась монодоминантная структура фитопланктона с преобладанием цианобактерий *Planktothrix agardhii* (Gom.) Anagn. et Kom. (60–70% общей биомассы фитопланктона). Доминирование этого вида свидетельствует о высокой степени эвтрофирования водоемов в результате обогащения фосфором и азотом. Для водоемов В-4 и В-3 обычно отмечалось присутствие нескольких видов-кодоминантов: представителей родов цианобактерий *Microcystis* и *Anabaena*, а также рода *Scenedesmus* (зеленые водоросли).

В Красноярском крае источником радиоактивного загрязнения окружающей среды долгое время являлся Горно-химический комбинат (ГХК), расположенный на правом берегу р. Енисей. В результате многолетней деятельности комбината в пойме р. Енисей отмечено загрязнение ⁶⁰Co, ¹³⁷Cs, ¹⁵²Eu, Pu и др. [36, 37]. При изучении уровня накопления радионуклидов компонентами пресноводной экосистемы было выяснено, что лучшими аккумуляторами радионуклидов являются диатомовые микроводоросли, которые включают одноклеточные одиночные или колониальные организмы, почти всегда микроскопической величины или достигающие в диаме-

Таблица 4. Разнообразие механизмов иммобилизации радионуклидов

Организм	Радионуклид	Механизм
<i>Dunaliella salina</i>	^{131}I	Биосорбция, биоаккумуляция
<i>Dunaliella armatus</i>	$^{134-137}\text{Cs}$	Биоаккумуляция
<i>Microcystis sp.</i>		
<i>Oscillatoria sp.</i>		
<i>Synechocystis</i>		
<i>Galdieria sulphuraria</i>		
<i>Anabaena sp.</i>		
<i>Selenastrum capricornutum</i>	$^{134-137}\text{Cs}$	Биосорбция, биоаккумуляция
<i>Haematococcus pluvialis</i>		
<i>Closterium moniliferum</i>	^{90}Sr	Биоаккумуляция
<i>Coccomyxa actinabiotis</i>	^{238}U , ^{137}Cs , ^{110}Ag , ^{60}Co , ^{54}Mn , ^{65}Zn и ^{14}C	Биоаккумуляция
<i>Chlorella vulgaris</i>	^{90}Sr и ^{137}Cs	Биокристаллизация (SrCO_3)
<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	Cd	Ассимиляция, аккумуляция
<i>Cystoseira indica</i>	U	Биоминерализация

тре 2–3 мм [38–40]. К наиболее распространенным диатомовым водорослям р. Енисей относятся представители семейств *Coscinodiscales*, *Biddulphiales*, а также диатомеи семейства *Pennatophyceae* и др.

Отличительным свойством диатомовых водорослей является высокая скорость размножения при благоприятных условиях и их закрепление на доступных поверхностях, в том числе и на поверхностях водных растений (рис. 1). При оценке уровня связывания радионуклидов со структурными частями погруженного макрофита *Elodea canadensis* показано, что большая часть таких радионуклидов, как ^{241}Am и $^{239+240}\text{Pu}$, находится на поверхности водных растений. При этом доля радионуклидов коррелирует с содержанием диатомовых водорослей, находящихся на поверхности [41].

Таким образом, на развитие фитопланктона в загрязненных радионуклидами водоемах значительное воздействие оказывает не только радиационный фон, но и уровень химической нагрузки. Попадание макрокомпонентов отходов, источников азота, серы и фосфора приводит к эвтрофикации водоема, однако чрезмерно высокий уровень химической нагрузки снижает видовое разнообразие фитопланктона, что уменьшает формирование илистых донных отложений и может существенно снизить эффективность самоочищения водоема.

Механизмы поглощения радионуклидов микроводорослями. Поглощение металлов клетками происходит благодаря комплексу биологических и

физико-химических механизмов. Разнообразие механизмов иммобилизации радионуклидов биомассой приведено в табл. 4.

В работе [42] на примере зеленых водорослей рассмотрен процесс накопления урана. Определено несколько этапов процесса: быстрая фиксация в течение первых минут, более медленная фиксация продолжительностью до нескольких суток эксперимента и третья, самая медленная, до нескольких недель [43]. Во всех случаях взаимодействие радионуклида происходит на поверхности клетки либо на самой клеточной стенке, состоящей из гликопротеинов и полисахаридов, таких как, например, каррагинан и агар, либо на липополисахаридных или белковых участках, богатых различными функциональными группами. Некоторые водоросли накапливают на клеточной стенке кремнезем или карбонат кальция. В работе [44] описана роль карбоксил-ионов в связывании катионов металлов с О-боковыми цепями липополисахарида (ЛПС) поверхности клетки и сделан вывод о том, что металлы связываются с фосфорильными группами. Показано эффективное поглощение U(VI) бурой морской водорослью *Cystoseira indica* и формирование соединений, подобных уранатам кальция [45]. Важно отметить, что клеточные стенки водорослей могут связывать радионуклиды независимо от жизнеспособности водорослей, поскольку структуры клеточных стенок остаются относительно стабильными в донных отложениях.

В некоторых случаях взаимодействие радионуклидов с клетками микроорганизмов происходит не только на их поверхности, но и внутри клеток. Аккумуляция радионуклидов в цитоплазме различными группами водорослей неоднородна и зависит как от наличия внешнего минерального скелета, как у диатомовых водорослей, так и от физиологической активности организма. Наилучший результат аккумуляции радионуклидов отмечен для представителей отдела зеленые водоросли (*Chlorophyta*) [45], что связано с высокой интенсивностью обмена веществ, размером клетки и площадью поверхности биомассы.

В лабораторных экспериментах определены коэффициенты накопления ряда радионуклидов для планктона в целом и отдельных его представителей (*Scenedesmus quadricauda*, *Chlorella vulgaris*, *Microcystis sp.*, *Oscillatoria sp.*). Коэффициенты накопления варьировались в пределах 25–100 (^{90}Sr), 20–70 (^{137}Cs), 460–3400 (^{144}Ce), 70–550 (^{106}Ru) и 3300–16000 (^{234}Th) Бк/г сухой биомассы и были соизмеримы с коэффициентами накопления для харовых водорослей, высших водных растений и донных отложений [46]. Представители фитопланктона пресных вод проявляли лучшую способность к накоплению радионуклидов в сравнении с морскими штаммами. Авторы связали это с присутствием конкурентных элементов в морской воде, таких как калий, кальций и иод, возможно, снижающих эффективность накопления [47]. Известно предположение о прямой взаимосвязи плотности клеточной стенки микроводорослей с накоплением радионуклидов [48]. Например, охрофитовые водоросли имеют мощную клеточную стенку, проявляют низкую способность к удалению радиоизотопов в сравнении с представителями других отделов [47, 48]. Микроводоросли с тонкой клеточной стенкой чаще всего более активно накапливали поллютанты [48].

Одним из важных факторов аккумуляции радионуклидов является радиорезистентность организма, которая различается не только на уровне видов, но и на уровне штаммов [49]. Наиболее радиостойчивыми являются сине-зеленые, зеленые, охрофитовые и диатомовые водоросли [49]. Высокая устойчивость микроводорослей обусловлена их защитой от окислительного стресса за счет специальных молекул, а также высокой эффективностью репарации поврежденной ДНК [50–52]. Известно,

что некоторые микроводоросли могут выдерживать дозу до 20 кГр.

Механизм аккумуляции радионуклида клеткой зависит от размера и заряда иона. Вследствие сходства цезия с K^+ клетки микроводорослей могут активно переносить внутрь клетки одновалентный катион Cs^+ через соответствующие транспортные каналы [53]. Сообщалось о представителях альгофлоры, продуцирующих пигмент астаксантин, который играл роль фиксатора Cs благодаря своим гидроксильным и карбонильным функциональным группам [54]. Некоторые Cs-связывающие домены в цитоплазме или вакуолях могут служить местом хранения радионуклида в клетке [55].

Стронций, аккумуляированный зеленой микроводорослью, был обнаружен в цитоплазме клетки, в виде минеральных отложений стронцианита (SrCO_3), а также в вакуолях [56]. Процесс биокристаллизации ^{90}Sr , который в результате биоминерализации становится структурно более плотным в клетках фитопланктона, может препятствовать его обратному растворению [57].

Механизм накопления радионуклидов диатомеями также связан с особым клеточным панцирем, который состоит из аморфного кремнезема. Изнутри и снаружи он покрыт тонким органическим слоем, состоящим из пектиновых веществ. После отмирания водоросли кремнеземистый остов оболочки остается без изменений в иле, за счет чего наблюдается активное накопление радионуклидов [58].

Перспектива использования фитопланктона в очистке окружающей среды. Биоремедиация – подход к очистке окружающей среды с использованием физиологических возможностей организмов. На сегодняшний день биоремедиация является перспективной альтернативой химическим и физическим методам очистки благодаря ее относительно невысокой стоимости и отсутствию прямого негативного воздействия на окружающую среду. В то время как фитобиоремедиация (в основном почв) высшими растениями используется достаточно давно и в ряде случаев весьма эффективно [59–61], работы по использованию фитопланктона для очистки водоемов в современной литературе отсутствуют. Водоросли и микроводоросли фитопланктона представляют значительный интерес для инженеро-экологов из-за их способности связы-

Таблица 5. Окислительно-восстановительные реакции в системе донные отложения–поровая вода–придонный слой воды

Реакция	Фаза
$O_2 + 4H^+ + 4e \rightarrow 2H_2O$	Придонный слой воды
$NO_3^- + 6H^+ + 5e \rightarrow 1/2N_2 + 3H_2O$	
$NO_3^- + 10H^+ + 8e \rightarrow NH_4^+ + 3H_2O$	Донные отложения
$MnO_2 + 4H^+ + 4e \rightarrow Mn^{2+} + 2H_2O$	
$Fe(OH)_3 + 3H^+ + e \rightarrow Fe^{2+} + 3H_2O$	
$SO_4^{2-} + 9H^+ + 8e \rightarrow HS^- + 4H_2O$	Поровая вода + донные отложения
$CH_2O + 4H^+ + 4e \rightarrow CH_4 + H_2O$	
$4[O_2] + 5[NO_3^-] + 2[Mn(IV)] + [Fe(III)] + 8[SO_4^{2-}] + 4[\text{окисленный C}]$	
$8[NH_4^+] + 2[Mn(II)] + [Fe(II)] + 8[S^{2-}] + 4[\text{восстановленный C}]$	

вать радионуклиды, в том числе и в экстремальных условиях – от крайне щелочных значений среды до сильноокислых вод [62–64]. Благодаря быстрому развитию (7–14 сут), относительно низкими требованиями к росту и высокой плотности биомассы использование фитопланктона в очистке водоема может быть перспективным. В одной из модельных работ установлено, что динамика поглощения радионуклидов фитопланктоном, в первую очередь микроводорослями, достигала постоянного высокого уровня через 2–7 сут в период активного накопления биомассы [65].

При биоремедиации водоемов можно использовать два разных подхода. Во всех случаях можно увеличить продуктивность образования фитопланктона путем внесения источников фосфора, серы и азота. В первом случае фитопланктон верхнего слоя воды можно собирать мелкочаеистыми сетями раз в 10–12 дней и затем утилизировать подобно биомассе растений при фиторемедиации, например, сжиганием после предварительной сушки. Во втором случае после накопления биомассы в водной толще можно увеличить ее седиментацию в илистые отложения путем добавления флокулирующих агентов (анионные полимеры, хлористый кальций, сульфат алюминия и др.). В качестве альтернативы можно использовать минеральное сырье, например, глинистые смеси (каолинит, бентонит). В этом случае поступление органического вещества вместе с источниками серы, фосфора и азота в донные отложения может привести к формированию анаэробной зоны, оптимальной для бактериальных процессов биоминерализации.

После этого в зависимости от содержания остаточного кислорода и значений окислительно-вос-

становительного потенциала будет протекать каскад различных анаэробных биогеохимических процессов (табл. 5), приводящих к образованию различных малорастворимых минеральных фаз: пирита–марказита–гидротроиллита (в процессе сульфатредукции) и железистых фаз (сидерита, ферригидрита и др.). Подобный биогеохимический барьер в донных отложениях будет эффективно задерживать радионуклиды, предотвращая их выход в водную фазу и миграцию в подземные воды. Стоит добавить, что внесение фосфатов в водоемы может также положительно сказаться на иммобилизации актинидов в илистых отложениях.

Добавление глинистых минералов после активного развития фитопланктона позволит сформировать армированный водонепроницаемый сорбционно-осадительный барьер, предотвращающий как выход радионуклидов со взвешенными частицами в воду, так и их попадание в подземные воды (рис. 2).

Процедуру внесения источников серы, фосфора и азота (например смесь фосфата калия и сульфата аммония) и последующего внесения глин (через 10–12 сут) можно в зависимости от количества теплых дней повторять за лето до 4–6 раз.

Примером подобного подхода может служить наша работа [66] по накоплению Tc осадками озер Тверской области на разной стадии эвтрофирования. Установлена положительная корреляция между стадией эвтрофирования водоема и скоростью удаления Tc из водной фазы. Определен комплексный биогеохимический механизм переноса технеция, ключевую роль в котором играет планктонное фототрофное сообщество, обеспечивающее быстрое потребление и создающее условия для активного развития в придонном слое анаэробных бактерий

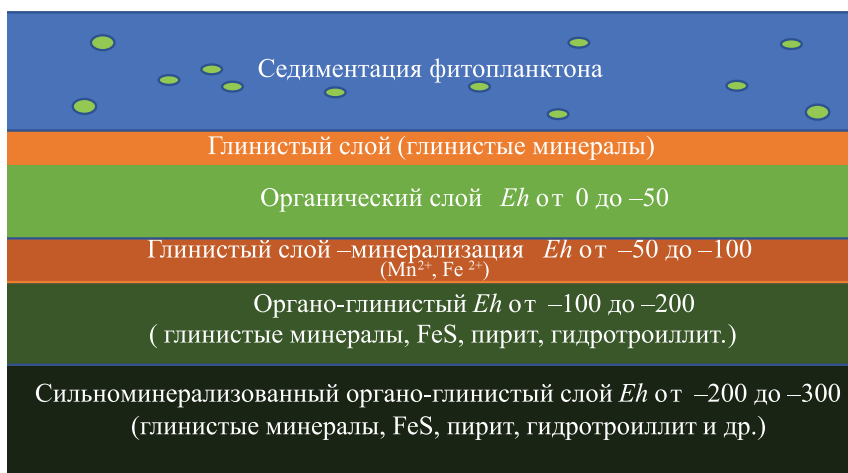


Рис. 2. Принципиальная схема буферного биогеохимического барьера в донных отложениях

цикла серы и железа за счет притока питательных веществ и биогенов. Обнаружено ингибирующее действие сульфатов и нитратов на биопоглощение Тс материалом донных отложений. При иммобилизации Тс в донных отложениях, помимо анаэробных условий, важную роль играют минеральные фазы восстановленных соединений серы и железа, формирующих восстановительный геохимический барьер [66]. Так, при образовании анаэробного сульфидно-железистого осадка была обнаружена значительная доля прочнофиксированной формы технеция. Данный подход весьма перспективно применять для управления качеством воды и целевого удаления редокс-чувствительных радионуклидов из водной толщи.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Проведена оценка мобильности основных радионуклидов в условиях пресноводных водоемов с учетом растворимости их форм и способности сорбироваться в донных отложениях. На основании ряда факторов, включающих радиотоксичность изотопа, его период полураспада, способность сорбироваться на твердом веществе и аккумуляцию в водных объектах (риск попадания в пищевые цепи), предложена оценка опасности основных радионуклидов, актуальных для пресноводных водоемов. На основании данного подхода максимально опасными для объектов окружающей среды могут быть ^{129}I , ^{237}Np , ^{226}Ra и ^{79}Se , обладающие высокой

миграционной активностью и высокой радиотоксичностью.

Физиологическое и таксономическое разнообразие сообществ фитопланктона пресноводных водоемов, включающее зеленые одноклеточные водоросли, цианобактерии, нитчатые водоросли и других представителей, позволяет осуществляться комплексным биогеохимическим процессам, приводящим к самоочищению водоема в летний период. В зависимости от конкретных физико-химических условий и климатических особенностей каждого вегетационного периода интенсивность данного процесса не постоянна. Схема накопления радионуклидов донными отложениями с участием альгопланктона представлена на рис. 3. На рисунке представлено также зонирование слоя донных отложений по глубине и уровню редокс-состояния.

Отметим, что при естественном процессе самоочищения водоема может происходить выход ряда радионуклидов за счет взмучивания илистых частиц или в случае небольшой глубины окисления илистых осадков. Создание оптимальных концентраций биогенных элементов (P/N) и микроэлементов и увеличение интенсивности седиментации клеток может заметно сократить продолжительность самоочищения водоема и увеличить эффективность иммобилизации радионуклидов. При этом радионуклиды в донных отложениях перейдут в минерализованные немобильные формы в окружении восстановленных форм минералов, образующих анаэробную зону.

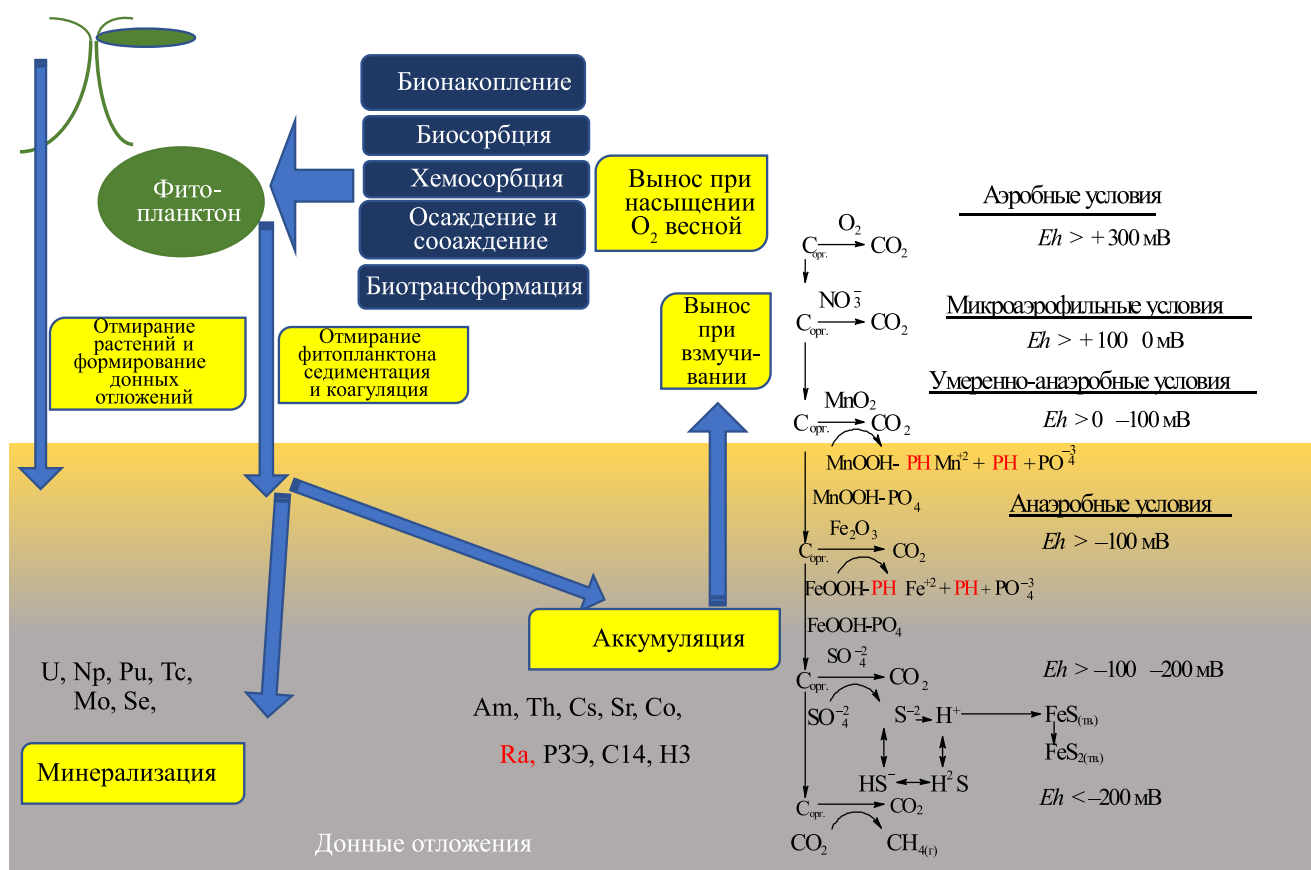


Рис. 3. Схема накопления радионуклидов донными отложениями с участием альгопланктона (модифицировано из работы [67]).

Это позволит избежать вертикальной миграции радионуклидов в случае выхода в водную фазу и их попадание в нижележащие водоносные горизонты. Использование подобных подходов является перспективным для консервации и окончательной ремедиации водоемов-хранилищ РАО и прудов со значительным уровнем радиоактивного загрязнения, например, ТКВ.

СОБЛЮДЕНИЕ ЭТИЧЕСКИХ СТАНДАРТОВ

Настоящая статья не содержит каких-либо исследований с использованием животных в качестве объектов.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Hu Q.H., Weng J.Q., Wang J.S. // J. Environ. Radioact. 2010. Vol. 101, N 6. P. 426–437. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2008.08.004>
2. Трапезников А.В. // Академия наук. 2010. С. 510. // 60Co, 90Sr, 137Cs и 239,240 Pu в пресноводных экосистемах // Екатеринбург: Академия наук. 2010. С. 510.
3. Mokrov Y., Glagolenko Y., Napier B. // Health Phys. 2000. Vol. 79, N 1. P. 15–23. <https://doi.org/10.1097/00004032-200007000-00006>
4. Kuwabara J., Yamamoto M., Oikawa S., Komura K., Assinder D.J. // J. Radioanal. Nucl. Chem. 1999. Vol. 240, N 2. P. 593–601. <https://doi.org/10.1007/BF02349419>
5. Alvarez R. // Sci. Global Secur. 2005. Vol. 13. P. 43–86. <https://doi.org/10.1080/08929880590961871>
6. Алексахин Р.М., Булдаков Л.А., Губанов В.А., Дрожко Е.Г., Ильин Л.А., Крышев И.И., Линге И.И., Романов Г.Н., Савкин М.Н., Сауров М.М., Тихомиров Ф.А., Холина Ю.Б. Крупные радиацион-

- ные аварии: последствия и защитные меры. 2001. 752 с.
7. *Novikov A.P., Kalmykov S.N., Utsunomiya S., Ewing R.C., Horreard F., Merkulov A., Clark S.B., Tkachev V.V., Myasoedov B.F.* // *Science*. 2006. Vol. 314, N 5799. P. 638–641.
<https://doi.org/10.1126/science.1131307>
 8. *Казаков С.В., Киселев В.П., Крылов А.Л.* // Тр. ИБРАЭ РАН. *Вопр. радиоэкологии*. 2009. № 11. С. 241–285.
 9. *Моисеенко Т.И., Гашев С.Н.* // *Вестн. Тюменск. гос. ун-та. Сер.: Экология*. 2012. № 12. С. 17–27.
 10. *German K.E., Firsova E.V., Peretrukhin V.F., Khizhnyak T.V., Simonoff M.* // *Radiochemistry*. 2003. Vol. 45. P. 250–256.
<https://doi.org/10.1023/A:1026008108860>
 11. *Matishov D.G., Matishov G.G.* // *Transfer and assimilation of radionuclides in marine ecosystems // Radioecology in Northern European Seas*. 2004. P. 267–283.
https://doi.org/10.1007/978-3-662-09658-1_7
 12. *Меньших Т.Б., Никитина Л.В., Ровный С.И., Болсуновский А.А.* // *Вопр. радиац. безопасности*. 2005. Т. 39, № 3. С. 71–76.
 13. *Гусева В.П., Чеботина М.Я., Трапезников А.В.* // *Вопр. радиац. безопасности*. 2006. № 4. С. 70–75.
 14. *Kumar K.S., Dahms H.U., Won E.J., Lee J.S., Shin K.H.* // *Ecotoxicol. Environ. Safety*. 2015. Vol. 113. P. 329–352.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.12.019>
 15. *Shimizu Y.* // *Curr. Opin. Microbiol.* 2003. N 6. P. 236–243.
[https://doi.org/10.1016/S1369-5274\(03\)00064-X](https://doi.org/10.1016/S1369-5274(03)00064-X)
 16. *Левина С.Г.* Закономерности поведения ^{90}Sr и ^{137}Cs в озерных экосистемах Восточно-Уральского радиоактивного следа в отдаленные сроки после аварии: Автореф. дис. ... д.биол.н. 2007. 48 с.
 17. *Гудков Д.И., Назаров А.Б., Кулачинский А.В., Зуб Л.Н., Каглян А.Е., Машина В.П.* // *Сахаровские чтения 2005 года: экологические проблемы XXI века: Матер. 5-й междунар. научной конф., 20–21 мая 2005 г., Минск, Республика Беларусь / Под ред. С.П. Кундаса, А.Е. Океанова, В.Е. Шевчука*. Минск, 2005. Ч. 2. 312 с.
 18. *Berg J.S., Jézéquel D., Duverger A., Lamy D., Laberty-Robert C., Miot J.* // *PLoS ONE*. 2019. Vol. 14, N 2. P. 21.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0212787>
 19. *Дрожко Е.Г., Стукалов П.М., Алексахин А.И., Иванов И.А., Симкина Н.А.* // *Вопр. радиац. безопасности*. 2006. № 4. С. 22–32.
 20. *Zinicovscaia I., Safonov A., Zelenina D., Ershova Y., Boldyrev K.* // *Algal Res.* 2020. Vol. 51. ID 102075.
<https://doi.org/10.1016/j.algal.2020.102075>
 21. *Traexler K.A., Utsunomiya S., Kersting A.B., Ewing R.C.* // *MRS Online Proc. Library Arch.* 2003. Vol. 807. P. 206–211.
<https://doi.org/10.1557/PROC-807-653>
 22. *Boguslavsky A.E., Gaskova O.L., Naymushina O.S., Popova N.M., Safonov A.V.* // *Appl. Geochem.* 2020. Vol. 119. ID 104598.
<https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2020.104598>
 23. *Safonov A.V., Perepelov A.V., Babich T.L., Popova N.M., Grouzdev D.S., Filatov A.V., Shashkov A.S., Demina L.I., Nazina T.N.* // *Int. J. Biol. Macromol.* 2020. Vol. 165. P. 2197–2204.
<https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2020.10.038>
 24. *Wood B.J., Blundy J.D.* // *Treatise on Geochemistry*. Elsevier, 2014. 2nd ed. Vol. 3. P. 421–448.
<https://doi.org/10.1016/B978-0-08-095975-7.00209-6>
 25. *Комов В.Т.* Курс лекций. Вектор-Тис, 2007. 112 с.
 26. *Corrigall R.* // *Brit. Inst. Radiol.* 2001. Vol 77. N 916.
<https://doi.org/10.1259/bjr.77.916.770365b>
 27. *Balakov M., Barnett C.L., Belli M., Beresford N.A., Berkovsky V., Bossew P., Boyer P.B., Brittain J.E., Calmon P., Carini F.* // *Tech. Rep.* 2010. N 472.
 28. *Rameshkumar S., Radhakrishnan K., Aanand S., Rajaram R.* // *Appl. Water Sci.* 2019. Vol. 9. P. 12.
<https://doi.org/10.1007/s13201-018-0888-2>
 29. *Евтушенко Н.Ю., Кузьменко М.И., Суренко Л.А.* // *Гидроэкологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС.* // Киев: Наук. думка, 1992. С. 267.
 30. *Ярушина М.И., Гусева В.П., Чеботина М.Я.* // *Экология*. 2003. № 1. С. 23–29.
 31. *Гусева В.П.* Планктон и его роль в миграции радионуклидов в водоеме-охладителе Белоярской АЭС: Автореф. дис. ... к.биол.н. 2000. С. 16.
 32. *Духовная Н.И., Осипов Д.И., Тряпицына Г.А., Пряхин Е.А.* // *Вопр. радиац. безопасности*. 2011. № 4. С. 24–36.
 33. *Пряхин Е.А., Тряпицына Г.А., Атаманюк Н.И.* // *Радиац. биология. Радиоэкология*. 2012. Т. 52, № 4. С. 419–427.
 34. *Пряхин Е.А., Тряпицына Г.А., Осипов Д.И., Атаманюк Н.И., Шапошникова И.А., Егорейченков Е.А., Стяжкина Е.В., Могильникова Н.И., Андреев С.С., Шишкина Е.А., Перетыкин А.А., Алдибекова А.Е., Тюхай М.В., Трапезников А.В., Иванов И.А., Тарасов О.В., Мокров Ю.Г., Аклеев А.В.* // *Вопр. радиац. безопасности*. 2018. № 4. С. 71–79.
 35. *Смагин А.И.* Экология водоемов зоны техногенной радиационной аномалии на Южном Урале: Автореф. дис. ... д.биол.н. 2008. С. 50.
 36. *Бондарева Л.* // *Радиохимия*. 2012. Т. 54. № 1. С. 91–96.

37. *Ракитский В.Н., Бондарева Л.Г., Федорова Н.Е.* // Научное обоснование закономерностей и механизмов антропогенного воздействия на биоценоз пресноводной экосистемы. // Красноярск: Сибирский федеральный университет 2020. С. 236.
38. *Zotina T., Koster O., Juttner F.* // *Freshwater Biol.* 2003. Vol. 48. N 10.
<https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2003.01134.x>
39. *Zotina T.A., Bolsunovsky A.Y., Bondareva L.G.* // *J. Environ. Radioact.* 2009. Vol. 101, N 2. P. 148–152.
40. *Zotina T., Dementyev D., Alexandrova Y.* // *J. Environ. Radioact.* 2021. Vol. 227. ID 106461.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2020.106461>.
41. *Zotina T., Kalacheva G., Bolsunovsky A.* // *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 2011. Vol. 290, N 2. P. 447–451.
<https://doi.org/10.1007/s10967-011-1228-2>.
42. *Aleissa K., Shabana E.S., Almasoud F.I.* // *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 2004. Vol. 260, N 3. P. 683–687.
<https://doi.org/10.1023/b:jrnrc.0000028232.52884.61>
43. *Jha V.N., Tripathi R.M., Sethy N.K., Sahoo S.K.* // *Sci. Total Environ.* 2016. Vol. 539. P. 175–184.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.120>
44. *Langley S., Beveridge T.J.* // *Appl. Environ. Microbiol.* 1999. Vol. 65, N 2. P. 489–498.
<https://doi.org/10.1128/AEM.65.2.489-498.1999>
45. *Vrionis H., Anderson R., Ortiz-Bernad I., O'Neill K., Resch C., Peacock A., Dayvault R., White D., Long P., Lovley D.* // *Appl. Environ. Microbiol.* 2005. Vol. 71. P. 6308–6318.
<https://doi.org/10.1128/AEM.71.10.6308-6318.2005>
46. *Марчуленене Е.Д.* Взаимодействие радионуклидов с гидрофитами в пресноводных экосистемах: Автореф. дис. ... д.биол.н. 1994. 113 с.
47. *Kim I., Yang H.M., Park C.W., Yoon I.H., Seo B.K., Kim E.K., Ryu B.G.* // *Sci. Rep.* 2019. Vol. 9. ID 10149.
<https://doi.org/10.1038/s41598-019-46586-x>
48. *Fukuda S.Y., Iwamoto K., Atsumi M., Yokoyama A., Nakayama T., Ishida K., Inouye I., Shiraiwa Y.* // *J. Plant Res.* 2014. Vol. 127, N 1. P. 79–89.
<https://doi.org/10.1007/s10265-013-0596-9>
49. *Rivasseau C., Farhi E., Gromova M., Ollivier J., Bligny R.* // *Spectroscopy.* 2010. Vol. 24. P. 381–385.
<https://doi.org/10.3233/SPE-2010-0459>
50. *Rivasseau C., Farhi E., Compagnon E., Saint Cyr D.G., Van Lis R., Falconet D., Kuntz M., Atteia A., Couté A.* // *J. Phycol.* 2016 Vol. 52. N 5. P. 689–703.
<https://doi.org/10.1111/jpy.12442>
51. *Rivasseau C., Farhi E., Atteia A., Couté A., Gromova M., Saint Cyr D.G., Boisson A.M., Féret A.S., Compagnon E., Bligny R.* // *Energy Environ. Sci.* 2013. N 6. P. 1230–1239.
<https://doi.org/10.1039/C2EE23129H>
52. *Park E., Choi J.* // *Biotechnol. Bioprocess Eng.* 2018. Vol. 23. P. 704–709.
<https://doi.org/10.1007/s12257-018-0468-1>
53. *Shin R., Adams E.* // *Impact of Cesium on Plants and the Environment.* 2017. P. 101–124.
https://doi.org/10.1007/978-3-319-41525-3_6
54. *Hussein G., Sankawa U., Goto H., Matsumoto K., Watanabe H.* // *J. Natural Prod.* 2006. Vol. 69. № 3. P. 443–449.
<https://doi.org/10.1021/np050354+>
55. *Lee K.Y., Lee S.H., Lee J.E., Lee S.Y.* // *J. Environ. Manag.* 2019. Vol. 233. P. 83–88.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.12.022>
56. *Krejci M.R., Finney L., Vogt S., Joester D.* // *ChemSusChem.* 2011. Vol. 4, N 4. P. 470–473.
<https://doi.org/10.1002/cssc.201000448>
57. *Lee S.Y., Jung K.H., Lee J.E., Lee K.A., Lee S.H., Lee J.Y., Lee J.K., Jeong J.T., Lee S.Y.* // *Bioresource Technol.* 2014. Vol. 172. P. 449–452.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.09.023>
58. *Bondareva L.* // *Fusion Sci. Technol.* 2011. Vol. 60. N 4. P. 1304–1307.
<https://doi.org/10.13182/FST11-A12670>
59. *Dushenkov S.* // *Plant Soil.* 2003. Vol. 249. P. 167–175.
<https://doi.org/10.1023/A:1022527207359>
60. *Lasat M.M., Fuhrmann M., Ebbs S.D., Cornish J.E., Kochian L.V.* // *J. Environ. Qual.* 1998. Vol. 27. N 1. P. 165–169.
<https://doi.org/10.2134/jeq1998.00472425002700010023x>
61. *Yan L., Van Le Q., Sonne C., Yang Y., Yang H, Gu H., Ma N.L., Lam S.S., Peng W.* // *J. Hazard. Mater.* 2021. Vol. 407.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124771>
62. *Kalin M., Wheeler W.N., Meinrath G.* // *J. Environ. Radioact.* 2005. Vol. 78. N 2. P. 151–177.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2004.05.002>
63. *Iwamoto K., Minoda A.* // *Algae, Intech Open.* 2018.
<https://doi.org/10.5772/intechopen.81492>
64. *Yamamoto T., Goto I., Kawaguchi O., Minagawa K., Ariyoshi E., Matsuda O.* // *Marine Pollut. Bull.* 2008. Vol. 57. P. 108–115.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.10.006>
65. *Zalewska T., Saniewski M.* // *Oceanologia.* 2011. Vol. 53. N 2. P. 631–650.
<https://doi.org/10.5697/oc.53-2.631>
66. *German K.E., Safonov A.V., Zelenina D.A., Sitanskaya A.V., Boldyrev K.A., Belova E.V.* // *J. Environ. Radioact.* 2021. Vol. 237. ID 106716.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2021.106716>
67. *Meyer J.S., Davidson W., Sundby B., Oris J.T.* // *Bioavailability—Physical, Chemical, and Biological Interactions.* CRC, 1993. P. 155–170.